

Prissatt vatten?

Betänkande av Vattenprisutredningen

Stockholm 2010



STATENS OFFENTLIGA
UTREDNINGAR

SOU 2010:17

SOU och Ds kan köpas från Fritzes kundtjänst. För remissutsändningar av SOU och Ds svarar Fritzes Offentliga Publikationer på uppdrag av Regeringskansliets förvaltningsavdelning.

Beställningsadress:
Fritzes kundtjänst
106 47 Stockholm
Orderfax: 08-598 191 91
Ordertel: 08-598 191 90
E-post: order.fritzes@nj.se
Internet: www.fritzes.se

Svara på remiss. Hur och varför. Statsrådsberedningen (SB PM 2003:2, reviderad 2009-05-02)
– En liten broschyr som underlättar arbetet för den som ska svara på remiss.
Broschyren är gratis och kan laddas ner eller beställas på
<http://www.regeringen.se/remiss>

Textbearbetning och layout har utförts av Regeringskansliet, FA/kommittéservice

Tryckt av Elanders Sverige AB
Stockholm 2010

ISBN 978-91-38-23362-7
ISSN 0375-250X

Till statsrådet och chefen för Miljödepartementet

Regeringen bemyndigade den 18 december 2008 chefen för Miljödepartementet att tillkalla en särskild utredare med uppdrag att utreda användningen av ekonomiska och andra styrmedel som kan förbättra vattenkvaliteten.

Som särskild utredare förordnades den 18 december 2008 generaldirektören Dag von Schantz. Agronomen Eva Kaspersson, SLU, förordnades om huvudsekreterare den 16 februari 2009, och agronomie doktorn Fredrik Holstein förordnades som sekreterare från och med den 20 augusti 2009. Jur. kand. Olof Molin förordnades som sekreterare från och med den 1 september 2009. Departementssekreteraren Ylva Jonzon förordnades som biträdande sekreterare från den 14 december 2009.

Från och med den 4 maj 2009 förordnades kanslirådet Magnus Blümer, agronomie doktorn Markus Hoffman, vattenvårdsdirektören Lennart Sorby och ämnesrådet Ingrid Svedinger som experter i utredningen. Från och med den 2 juni 2009 förordnades rådgivaren Ingrid Haglind, dammsäkerhetscontrollern Lars Hammar, miljöekonomen Alexander Hellqvist, departementssekreteraren Annika Nilsson, fil. mag. Bo Rutberg, kanslirådet Karin Sjökvist och agr. lic Bo Norell som experter i utredningen. Generalsekreteraren Stefan Nyström förordnades som expert från och med den 7 september 2009.

Utredningen har antagit namnet Vattenprisutredningen och jag överlämnar härmed mitt betänkande *Prissatt vatten?* (SOU 2010:17).

Stockholm i februari 2010

Dag von Schantz

/ Eva Kaspersson
Fredrik Holstein
Olof Molin
Ylva Jonzon

Innehåll

Sammanfattning	13
Författningsförslag	19
1 Uppdraget, arbetssättet och betänkandets disposition	23
1.1 Utredningsuppdraget.....	23
1.2 Arbetssättet	26
1.3 Betänkandets disposition.....	26
2 Bakgrund – tidigare utredningar och pågående processer	29
2.1 Miljöarbete i Sverige – miljökvalitetsmålen.....	29
2.2 Tidigare utredningar med koppling till vattenförvaltning och styrmedel.....	31
2.2.1 Utredningen om avrinningsområden	31
2.2.2 Utredningen Svensk Vattenadministration.....	32
2.2.3 HOBS-utredningen	38
2.2.4 Statens va-nämnds rapport 2002-06-24 angående ramdirektivet för vatten	41
2.2.5 Va-lagsutredningen.....	44
2.2.6 Va-lagen ersatt av lagen om allmänna vattentjänster.....	45
2.2.7 Havsmiljöutredningen.....	46
2.2.8 Miljöprocessutredningen	47
2.2.9 Vissa punktskattefrågor med anledning av budgetpropositionen för 2010	48

2.3	Pågående processer på mellanstatlig och EU-nivå.....	49
2.3.1	Mellanstatligt samarbete avseende vatten.....	50
2.3.2	Den gemensamma jordbruks- och fiskeripolitiken	54
2.4	Analys och slutsatser – vad har gjorts tidigare och vad pågår?.....	58
3	Genomförandet av ramdirektivet för vatten och tolkningen av artikel 9.....	61
3.1	Införlivande av ramdirektivet för vatten i Sverige.....	61
3.1.1	EG-direktiv om vattenförvaltning	63
3.1.2	Direktivet om en marin strategi.....	64
3.1.3	Direktivet om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor	65
3.2	Artikel 9 i ramdirektivet för vatten	66
3.3	Sveriges införlivande av artikel 9 har ifrågasatts av Kommissionen.....	68
3.4	Tolkningen av artikel 9	70
3.4.1	Kostnadstäckning för vattentjänster – artikel 9 punkt 1 första stycket	70
3.4.2	Kostnader för vattentjänster som ska täckas enligt artikel 9.....	76
3.4.3	Prispolitik, adekvata bidrag till kostnadstäckningen m.m. – artikel 9 punkt 1 andra stycket	78
3.4.4	Artikel 9 – punkterna 3 och 4.....	81
3.5	Tolkning av artikel 9 i några andra EU-länder	82
3.6	Analys och slutsatser – så ska artikel 9 tolkas	83
4	Vattenförvaltning – problem, möjliga åtgärder och kostnader.....	87
4.1	Sveriges vattenförekomster	87
4.1.1	Vatten som livsmedel.....	88
4.1.2	Vatten som naturresurs och biotop	89

4.2	Rätten att disponera över vattenförekomster	89
4.2.1	Rådighet över vattnet	89
4.3	Miljöproblem i Sveriges vattenförekomster	91
4.3.1	Försurning – tillförsel från transporter, industri (inkl. energianläggningar), jordbruk och skogsbruk	92
4.3.2	Övergödning – tillförsel från hushåll (via renings- verk och enskilda avlopp) industri, jordbruk, skogsbruk samt dagvatten och deposition från luft	93
4.3.3	Miljögifter – tillförsel från industri, hushåll, jord- bruk, transporter (inkl. sjöfart) och dagvatten.....	94
4.3.4	Främmande arter – påverkan från allmänhet, markägare, friluftsliv och på grund av slumpen?	96
4.3.5	Vattenuttag – påverkan från hushåll och industri.....	97
4.3.6	Fysisk påverkan.....	97
4.4	Program för övervakning av vattnets tillstånd	100
4.4.1	Nationell miljöövervakning i Sverige	100
4.4.2	Vilka krav på övervakning ställs enligt ramdirektivet för vatten?	101
4.4.3	Vattenanvändarnas ansvar för övervakning av vattenmiljön	102
4.4.4	Tillgång till (befintlig) information för över- vakning och möjlighet till finansiering av tillkommande övervakningskostnader	103
4.5	Tillgängliga åtgärder per problemområde och en kostnadsuppskattning.....	104
4.5.1	Försurning.....	105
4.5.2	Övergödning.....	106
4.5.3	Miljögifter	111
4.5.4	Fysisk påverkan.....	112
4.5.5	Skydd av dricksvattentäkter	113
4.5.6	Vattenuttag	114
4.6	En kostnadsuppskattning för tillkommande övervakning	114

4.7	Tillkommande åtgärdskostnader per sektor för att uppfylla målen	116
4.7.1	Hushåll.....	117
4.7.2	Industri	117
4.7.3	Areella näringar (jordbruk, skogsbruk, fiske).....	117
4.7.4	Övrigt inklusive kostnader för övervakning	118
4.8	Analys och slutsatser – det finns behov av en politik som innebär kostnadseffektiva åtgärder	119
4.8.1	Brister i kostnadsuppskattningarna	120
4.8.2	Kostnadsuppskattningar som grund för modifiering av målsättning.....	121
4.8.3	Kostnadsuppskattningar som grund för kostnadseffektiv politik	122
4.8.4	Kostnadsuppskattningar som grund för bedömning av kostnadstäckning	122
4.8.5	Kostnadseffektiv kombination av åtgärder håller nere kostnaderna	124
5	Miljöpolitiska styrmedel.....	127
5.1	Miljöekonomiska utgångspunkter.....	127
5.1.1	Beteende styrs av mycket annat än politiska styrmedel	129
5.1.2	Politiska styrmedel behövs när marknadslösningar inte når målet	130
5.2	Politiska styrmedel.....	133
5.2.1	Olika styrmedel påverkar på olika sätt	134
5.2.2	Styrmedlet kan riktas mot olika delar av beteendet	135
5.2.3	Andra aspekter på utformning av styrmedel.....	137
5.2.4	Många kombinationer av typ och riktning möjliga	137
5.2.5	Kriterier för att bedöma styrmedel.....	138
5.3	Befintliga styrmedel kopplade till vattenmiljö	146
5.3.1	Kvantitativa regleringar	146
5.3.2	Andra lagar av betydelse för vattenmiljön.....	156
5.3.3	EU-lagstiftning om vattenmiljö i svensk rätt.....	156
5.3.4	Ekonomiska styrmedel per kategori.....	161

5.3.5	Informativa styrmedel.....	185
5.3.6	Andra typer av styrmedel.....	187
5.4	Befintliga ekonomiska styrmedel för bättre vattenkvalitet.....	189
5.5	Analys och slutsatser – det finns behov av kompletterande ekonomiska styrmedel i vattenförvaltningen.....	192
5.5.1	Generella synpunkter på nuvarande styrmedel.....	193
5.5.2	Mer specifika synpunkter på dagens styrmedel.....	196
6	Styrmedel i andra länder samt pågående arbeten med styrmedelsförslag i Sverige	203
6.1	Styrmedel för vatten i Finland, Danmark, Nederländerna, Frankrike och Storbritannien.....	204
6.1.1	Tillhandahållande av dricksvatten och vatten till industriellt ändamål	204
6.1.2	Rening av avloppsvatten – hushåll och industri.....	207
6.1.3	Jordbruk – utsläpp och rening	209
6.2	Förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor (sektorsövergripande)	213
6.2.1	Sammanfattning från Naturvårdsverkets rapport.....	214
6.2.2	Fortsättningen på uppdraget om avgiftssystem för kväve och fosfor.....	215
6.2.3	Preliminära slutsatser från Naturvårdsverkets uppdrag.....	218
6.3	Konsekvenser för skogsbruket med anledning av vattendirektivets införande	219
6.4	Skiss till ett avgiftssystem för fosfor- och kväveutsläpp från va-sektorn (branschspecifikt).....	220
6.5	Analys och slutsatser – Sverige kan lära en del från andra länder	222

7	En prispolitik för användning av vatten	225
7.1	Inledning.....	225
7.2	Varför en prispolitik för vatten – en sammanfattande inledning av ett vidare perspektiv på prispolitik.....	227
7.2.1	Fokus på prispolitik – inte för att sådan alltid är bäst men för att det kan finnas outnyttjad potential.....	228
7.2.2	Förhållandet mellan de bakomliggande målen effektivitet/kostnadseffektivitet, kostnadstäckning och PPP	229
7.3	Artikel 9 i ett vidgat perspektiv	232
7.3.1	Kommissionens tolkning av prispolitik och några miljöekonomiska kommentarer till denna.....	232
7.4	Vad menas med en vattenprispolitik?	238
7.4.1	En prispolitik kan definieras som en politik som direkt påverkar priset på en viss resurs	239
7.4.2	En vattenprispolitik kan definieras som en politik som direkt påverkar priset för någon form av användning av vatten.....	240
7.4.3	Vattenprispolitik eller ej – exempel	243
7.4.4	En vattenprispolitik kan ha olika räckvidd och i olika grad vara ändamålsenlig	247
7.5	Prispolitik för att nå god vattenstatus.....	247
7.5.1	Osäker måluppfyllelse är en svaghet vid styrning via priser men kan hanteras utan att prispolitiken överges	247
7.6	Prispolitik för en effektiv eller kostnadseffektiv vattenanvändning.....	249
7.7	Prispolitik för kostnadstäckning	254
7.8	Prispolitik för att uppfylla PPP, principen att den som förorenar ska betala	258
7.8.1	Vad är en förorening och vem är förorenare?	260
7.8.2	Såväl föroreningar som åtgärder mot föroreningar medför kostnader.....	264

7.8.3	Rättigheter avgör vem som bör stå för kostnaderna – hur fördela rättigheterna?.....	265
7.8.4	PPP tillsammans med övriga mål kräver betalning för miljökostnad	271
7.8.5	Slutsatser – en prispolitik enligt principen om att förorenaren ska betala	274
7.9	Prispolitik för att nå andra mål – andra aspekter att beakta vid utformandet av en prispolitik.....	275
7.10	Prispolitik för flera mål – relationen mellan målen.....	278
7.11	Analys och slutsatser – exempel på inslag av prispolitik för att bättre uppnå målen	281
7.11.1	Olika typer av problem – olika typer av styrmedel ..	284
7.11.2	Regional/lokal vattenbrist – inget behov av prispolitik	285
7.11.3	Påverkan från pågående verksamhet – punktutsläpp	286
7.11.4	Påverkan från pågående verksamhet – diffusa utsläpp	291
7.11.5	Påverkan från pågående verksamhet – fysisk påverkan	297
7.11.6	Påverkan från tidigare verksamhet – deponerade ämnen eller fysisk påverkan	299
7.11.7	Utökade provtagningar och analyser.....	300
7.11.8	Avslutande kommentar	301
8	Bedömningar och förslag.....	303
8.1	Bedömning angående tolkningen av artikel 9	303
8.2	Bedömning och förslag angående styrmedel för vattenmiljön.....	304
8.2.1	Generella ekonomiska styrmedel kombinerade med kvantitativa regleringar.....	306
8.2.2	Individuella avgifter.....	308
8.2.3	Användningen av bygdeavgifter.....	312
8.2.4	Flexiblare användning av fiskeavgifter	313
8.2.5	Landsbygdsprogrammets ersättningar och diffusa utsläpp	313

8.3	Vissa övriga frågor.....	316
8.3.1	Regional/lokal vattenbrist	316
8.3.2	Påverkan från tidigare verksamhet.....	316
8.3.3	Ansvar för utökade provtagningar och analyser	317

9 Förslagets konsekvenser 319

Bilagor

<i>Bilaga 1</i>	Kommittédirektiv	321
<i>Bilaga 2</i>	Tilläggsdirektiv	329

Sammanfattning med läsanvisning

Betänkandet är relativt omfattande som en konsekvens av uppdragets komplexitet, och alla delar är inte av samma intresse för alla läsare. För att underlätta för läsaren redovisas därför översiktligt innehållet i respektive kapitel och en hänvisning ges till det avsnitt med analys och slutsatser som avslutar varje kapitel. Genom att läsa sammanfattningen nedan och därefter avsnittet Analys och slutsatser som hör till varje kapitel kan läsaren snabbt bilda sig en uppfattning om vilka kapitel/avsnitt han eller hon vill fördjupa sig närmare i. Hänvisning till analys och slutsatser framgår i det följande.

I kapitel 1 redogörs för utredningsuppdraget, arbets sättet och betänkandets disposition.

Utredningen har huvudsakligen haft två uppdrag. Det första var att behandla frågan om hur termen prispolitik i artikel 9 i ramdirektivet för vatten ska förstås och det andra var att undersöka om det finns anledning att komplettera eller förändra befintliga styrmedel så att de sammantaget och kostnadseffektivt leder till att god vattenstatus uppnås i Sverige. Med prispolitik avses en statlig politik som påverkar priset på någon form av användning, eller indikator på användning, av en viss resurs – i detta fall vatten. Med kostnadseffektivitet menas att ett visst tillstånd, i detta fall målet god vattenstatus, nås till en så låg kostnad som möjligt.

Det har inte varit utredningens uppdrag att komma med förslag till finansiering av åtgärder för bättre vattenkvalitet.

Kapitel 2 ger en bakgrund till uppdraget och frågeställningarna genom att redogöra för några tidigare utredningar och pågående processer med anknytning till påverkan på vattenmiljö, behov av åtgärder och därmed styrmedel.

Flera tidigare utredningar har behandlat frågor om att förbättra vattenmiljön, men ofta med utgångspunkten att det saknas finan-

siering av nödvändiga åtgärder för att nå miljömålen. Någon lösning på det problemet har inte presenterats annat än i form av principförslag.

Vattenrelaterade miljöproblem behandlas också i nationella miljömål, i en rad olika direktiv och internationella avtal, som BSAP, samt inom jordbruks- och fiskeripolitiken i parallella pågående processer. Processerna berör i stor utsträckning samma aktörer, har tillgång till samma åtgärder och troligen liknande problem med att få åtgärderna till stånd, d.v.s. det finns behov av effektiva styrmedel. Det faktum att det finns överlappande krav pekar också på ett behov av samordning.

Se vidare 2.4 *Analys och slutsatser – vad har gjorts tidigare och vad pågår?*

I kapitel 3 beskrivs kortfattat införlivandet av ramdirektivet för vatten i Sverige och dessutom behandlas frågan om hur termen prispolitik i artikel 9 i ramdirektivet ska förstås.

Kommissionen har ifrågasatt om Sverige har införlivat artikel 9 korrekt med utgångspunkt i att kravet på kostnadstäckning också borde omfatta vattenanvändning i vidare bemärkelse, och inte endast vattentjänster.

Kravet på prispolitik i artikel 9 i ramdirektivet omfattar dock endast vattentjänster och för svensk del är det främst va-verkens vattenleveranser och avloppsrening som faller inom det begreppet. Va-verken tar ut sina kostnader av abonnenterna och de som inte är anslutna till va-verk får betala sina egna kostnader för vatten och avlopp. Det finns inte annat än undantagsvis någon vattenbrist i Sverige och därför behövs inga ytterligare incitament för att säkerställa att vattenresurserna används effektivt.

Se vidare 3.6 *Analys och slutsatser – så ska artikel 9 tolkas.*

I kapitel 4 ges en redogörelse för de miljöproblem som vattenförvaltningen har identifierat, vem som står för miljöpåverkan, vilka tillgängliga åtgärder som finns samt en uppskattning av vad det skulle kosta att åtgärda miljöproblemen i vattenförvaltningen.

Sverige har inte den vattenstatus som ramdirektivet för vatten kräver trots att utsläppsmängderna för många ämnen har minskat. Stora problem kvarstår bl.a. avseende övergödning, miljögifter och fysiska förändringar. Det är heller inte bara utsläpp som påverkar vattenstatusen. Fysiska förändringar har under årtionden påverkat vissa vattenmiljöer så att behov av restaurering finns.

Behovet av åtgärder för att förbättra vattenmiljön är av en sådan omfattning att kostnaderna bedöms bli höga. Det faktum att man tidigare vidtagit åtgärder kan inte användas som argument för att en aktör inte ska göra mer, men när det gäller fördelningen av framtida åtgärder så kan tidigare genomförda åtgärder vara en bland flera faktorer vid bedömning av rättvisa eller rimlighet. I många fall kan behovet av åtgärder hänföras till en viss sektor eller verksamhetsutövare, men det finns också fall där det inte finns någon aktör att rikta ett styrmedel mot.

Se vidare 4.8 *Analys och slutsatser – det finns behov av en politik som leder till kostnadseffektiva åtgärder.*

I kapitel 5 redovisas grundläggande teori och bedömningskriterier för styrmedel. Dessutom redovisas de styrmedel med relevans för användningen av vatten som finns i dag.

Genomgången visar att de kvantitativa regleringarna, genom miljöbalkens bestämmelser, dominerar. Det är genom miljöbalkens bestämmelser i olika EU-direktiv införlivas i svensk lagstiftning. Det finns få ekonomiska styrmedel, och bland dessa dominerar subventioner till jordbrukssektorn.

De tillstånd som ges enligt miljöbalken blir ofrånkomligen detaljerade och reglerar ibland mer eller mindre också vilken metod som ska användas eller vilka åtgärder som ska vidtas. En sådan styrning minskar möjligheten för den enskilde aktören att välja den kombination av åtgärder som skulle ha bäst förutsättningar att minimera kostnaden. I ett dynamiskt perspektiv framstår bristerna med dagens system ännu tydligare eftersom förutsättningar och därmed kostnader förändras över tiden.

Eftersom miljöproblem kvarstår inom vattenförvaltningen kan inte dagens styrmedel anses ha varit tillräckliga. Det betyder att skärpningar och/eller kompletteringar med andra styrmedel behövs för att målet med ramdirektivet för vatten ska kunna uppnås. Utrymmet för att introducera nya ekonomiska styrmedel begränsas dock av de detaljregleringar, ofta i form av olika EU-direktiv, som finns idag.

Se vidare 5.5 *Analys och slutsatser – det finns behov av kompletterande ekonomiska styrmedel i vattenförvaltningen.*

Kapitel 6 innehåller en internationell utblick angående styrmedel i några andra EU-länder. Dessutom redogörs bl.a. för Naturvårdsverkets uppdrag angående ett avgiftssystem för minskade utsläpp av kväve och fosfor.

Danmark, Finland, Nederländerna, Frankrike och England och Wales granskas översiktligt i syfte att se vilka typer av styrmedel som riktas till de i ramdirektivet utpekade sektorerna industri, hushåll och jordbruk. Det framgår att ekonomiska styrmedel används i viss utsträckning, men främst för punktutsläpp. Det har inte varit möjligt att bedöma de ekonomiska styrmedlens roll i ett samlat perspektiv i ländernas miljölagstiftning.

Jordbruket i de granskade länderna uppvisar få inslag av ekonomiska styrmedel fränsett subventioner. I Danmark ska dock möjligheten att göra gödselkvoter köp- och säljbara utredas.

I Naturvårdsverkets arbete med ett avgiftssystem framgår vilka problem ett införande av ett nytt ekonomiskt styrmedel stöter på.

Se vidare 6.5 *Analys och slutsatser – Sverige kan lära en del från andra länder.*

I kapitel 7 analyseras, ur ett miljöekonomiskt perspektiv, möjligheterna att använda en mer omfattande prispolitik för vattenanvändning.

Utgångspunkten är att undersöka om ett ökat inslag av prispolitik skulle kunna leda till bättre vattenstatus, en kostnadseffektiv kombination av åtgärder, en högre grad av kostnadstäckning och/eller till att principen om att förorenaren skall betala (PPP) uppfylls. Analyser av de olika målen visar att de i princip är förenliga med varandra förutom när det gäller den tolkning av PPP där förorenaren inte har något ansvar för miljökostnader.

Ett system med överlåtelsebara utsläppsrätter skulle i princip kunna leda till att de nämnda målen uppfylls, men även ett sådant system har nackdelar. Ett alternativ till detta system, där en avvägning gjorts mellan olika målsättningar kan vara ett system som utgår från nuvarande utsläppstillstånd och kompletterar dessa med en utsläppsskatt över, och en subvention under, en viss nivå. Genom att denna nivå gradvis sänks över åren uppnås med tiden en situation där förorenarna fullt ut betalar för miljökostnaderna. Skatten, och inledningsvis subventionen, ger incitament till en kostnadseffektiv fördelning av reduktionsåtgärder.

När det gäller diffusa utsläpp skulle ett liknande system kunna riktas mot ett kollektiv som görs gemensamt ansvariga för utsläpp eller vattenkvalitet. Alternativt kan diffusa utsläpp påverkas genom

att prispolitiken riktas mot indikatorer på utsläpp, en form av politik som i princip skulle kunna ersätta kvantitativa regleringar riktade mot motsvarande indikatorer.

En viktig slutsats är att en framgångsrik användning av mer prispolitik kräver att verksamhetsutövarnas flexibilitet inte begränsas för mycket av kvantitativa krav.

Se vidare 7.11 *Analys och slutsatser – exempel på inslag av prispolitik för att bättre uppnå målen*.

I kapitel 8 redovisas utredningens bedömningar och förslag. De viktigaste framgår nedan.

Utredningens bedömning är att Sverige tillämpar artikel 9 i ramdirektivet för vatten korrekt.

Utredningen bedömer vidare att några nya generella ekonomiska styrmedel inte bör införas nu. Om ett sådant införande skulle bli aktuellt förordar utredningen att nuvarande regleringar/tillstånd kompletteras med ekonomiska styrmedel i enlighet med den modell som presenterats i kapitel 7. Utredningen föreslår införandet av en möjlighet till individuella avgifter som alternativ till skyldigheten att utföra eller bekosta särskilda åtgärder för att kompensera för intrång.

Utredningen föreslår vidare att dispositionen av bygdeavgifter koncentreras till åtgärder som främjar en god vattenmiljö och att förutsättningarna för att använda landsbygdsprogrammets ersättningar på ett kostnadseffektivt sätt utreds och beaktas inför kommande programperioder.

Vidare förordar utredningen att tidigare framlagt förslag om dispositionen av fiskeavgifter och om finansiering av den operativa övervakningen genomförs.

I kapitel 9 redovisas förslagets konsekvenser.

Utredningens uppfattning är att förslagen innebär fördelar både för samhället och för enskilda.

Författningsförslag

1 Förslag till lag om ändring i miljöbalken (1998:808)

Härigenom föreskrivs att det i miljöbalken ska införas två nya paragrafer, 16 kap. 9 a § och 26 kap. 9 a §, av följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

16 kap.

9 a §

En skyldighet enligt 9 § 3. att utföra eller bekosta en åtgärd får ersättas med en skyldighet att betala en avgift motsvarande intrånget.

Ett villkor enligt 2 § andra stycket får utformas som en skyldighet att betala en avgift. Den ska motsvara ekonomiskt den belastning villkoret annars skulle medföra för verksamhetsutövaren.

En avgift enligt första eller andra stycket ska användas för miljövårdande åtgärder. Regeringen eller den myndighet regeringen bestämmer får meddela närmare föreskrifter om användningen av avgifterna.

26 kap.*9 a §*

Ett föreläggande eller förbud enligt 9 § får i stället för att avse en åtgärd ange att en avgift ska betalas.

Avgiften ska motsvara ekonomiskt den belastning föreläggandet eller förbudet annars skulle medföra för verksamhetsutövaren. En avgift ska användas för miljövårdande åtgärder. Regeringen eller den myndighet regeringen bestämmer får meddela närmare föreskrifter om dessa avgifter och deras användning.

Denna lag träder i kraft den...

2 Förslag till förordning om ändring i förordningen (1998:928) om bygde- och fiskeavgifter

Härigenom föreskrivs att 8 § förordningen (1998:928) om bygde- och fiskeavgifter ska ha följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

8 §

Avgiftsmedel enligt 6 kap.

1 § lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet *skall*, sedan medel i mån av behov har avsatts för användning enligt 4 § denna förordning, i övrigt användas till investeringar för ändamål som främjar näringsliv eller service i bygden eller annars är till nytta för denna.

Till ändamål som avses i första stycket kan lämnas lån eller bidrag. *Ett sådant lån eller bidrag* får dock inte medföra att det blir nödvändigt att även i fortsättningen bevilja medel för ändamålet eller att staten eller berörda kommuner kan förorsakas inte avsedda kostnader.

När låne- eller bidragsbeloppets storlek bestäms, *skall* hänsyn tas till beskaffenheten av det ändamål som avses med lånet eller bidraget och hur stor del av kostnaderna för ända-

Avgiftsmedel enligt 6 kap.

1 § lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet *ska*, sedan medel i mån av behov har avsatts för användning enligt 4 § denna förordning, i övrigt användas till investeringar för *skydd och restaurering av vattenmiljöer i bygden. Om sådana investeringar inte behövs får medlen användas till investeringar för* ändamål som främjar näringsliv eller service i bygden eller annars är till nytta för denna.

Till ändamål som avses i första stycket kan lämnas lån eller bidrag *som får utbetalas under högst fyra år. Lånet eller bidraget* får dock inte medföra att det blir nödvändigt att även i fortsättningen bevilja medel för ändamålet eller att staten eller berörda kommuner kan förorsakas inte avsedda kostnader.

När låne- eller bidragsbeloppets storlek bestäms, *ska* hänsyn tas till beskaffenheten av det ändamål som avses med lånet eller bidraget och hur stor del av kostnaderna för ända-

målet som lånet eller bidraget kommer att utgöra. Hänsyn <i>skall</i> tas till statligt stöd som lämnas i annan ordning.	målet som lånet eller bidraget kommer att utgöra. Hänsyn <i>ska</i> tas till statligt stöd som lämnas i annan ordning.
--	--

Denna förordning träder i kraft den...

1 Uppdraget, arbetssättet och betänkandets disposition

Bakgrunden till uppdraget är att EU (liksom Sverige) i större utsträckning än i dag förespråkar ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken, samt att Kommissionen har ifrågasatt i vilken utsträckning bl.a. medlemsstaten Sverige infört en prispolitik (det vill säga styr vattenpåverkan via prissättning) i samband med införlivandet av ramdirektivet för vatten¹. Ett pris på vatten relaterat till mängd- och kvalitetspåverkan av olika slag har förutsättningar att ge incitament till förändrat beteende och ökad aktsamhet med vattnet, något som eftersträvas med ramdirektivet för vatten. Att styra via priset kan därför vara ett sätt bland andra att uppnå målet med ramdirektivet för vatten – god vattenstatus i yt- och grundvatten samt vatten i kustzoner.

1.1 Utredningsuppdraget

Utredningsuppdraget består av två delar;

- 1) Utredaren ska undersöka om det finns anledning att komplettera eller på annat sätt förändra befintliga styrmedel så att de sammantaget och på ett kostnadseffektivt och i övrigt ändamålsenligt sätt ger möjlighet att *förbättra vattenmiljön* i Sverige och *uppnå god vattenstatus*. Även påverkan på havsmiljön ska beaktas. Utredaren ska också ta hänsyn till annan påverkan på vattenmiljön än sådan som beror på vattentjänster i vattendirektivets bemärkelse. Utredaren ska vid behov lägga fram förslag om förändringar av styrinstrumenten.

¹ Europaparlamentets och rådets direktiv om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (2000/60/EG).

- 2) Utredaren ska också kartlägga och analysera den nuvarande prispolitiken för vattentjänster och annan vattenanvändning och bedöma om den är förenlig med artikel 9 i Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (ramdirektivet för vatten) och efter behov föreslå förändringar. I samband med detta ska utredaren behandla frågan hur termen ”prispolitik” i artikel 9 i ramdirektivet ska förstås.

Utredningens huvuddirektiv redovisas i bilaga 1. I bilaga 2 redovisas tilläggsdirektiv av den 10 december 2009, som innebar att Vattenprisutredningens uppdrag förlängdes och att datum för slutredovisning flyttades till den 28 februari 2010.

Utredningsarbetet har i första hand koncentreras till kartläggning, analys av och förslag vad gäller prispolitik. Det är *prispolitiken* som står i fokus för utredningen, inte utvecklade förslag på nya styrmedel för att förbättra vattenmiljön i Sverige. Om utredaren under arbetets gång konstaterar att det finns luckor eller att vissa typer av styrmedel uppenbart saknas redovisas detta och kompletterande styrmedel diskuteras. Det finns dock svårigheter förknippade med att bedöma vilka styrmedel som kan vara effektiva, och det är grundläggande i sammanhanget att ha en bild av dagens situation. Det är också viktigt att känna till vilka aktiviteter som ger upphov till utsläpp och också vilka åtgärder som redan har genomförts samt vilka styrmedel som redan är på plats. Dagens tillgängliga mix av styrmedel i förhållande till vattenpåverkan i vid bemärkelse redovisas och diskuteras därför i utredningen.

Prispolitiken ska i utredningen behandlas ur två olika aspekter;

- 1) Utredaren ska kartlägga och analysera *den offentliga prispolitiken för vattentjänster och vattenanvändning i Sverige*, särskilt i vilken grad och hur den beaktar principen om kostnadstäckning inbegripet miljö- och resurskostnader och om den i enlighet med kravet i artikel 9 i ramdirektivet för vatten ger tillräckliga drivkrafter till en effektiv användning av de svenska vattenresurserna. Utredaren ska behandla frågan hur olika vattenanvändningsverksamheter (i första hand industri, hushåll och areella näringar) bidrar till kostnadstäckning av vattentjänster. Utredarens redovisning ska kunna användas i den rapport som avses i bilaga 1 punkten 9 förordningen om förvaltning av

kvaliteten på vattenmiljön så vitt gäller praktiska åtgärder som vidtagits på nationell nivå.

- 2) Utredaren ska också behandla frågan om hur termen ”prispolitik” i direktivet ska förstås. Det är oklart om prispolitiken enligt artikel 9 i ramdirektivet för vatten enbart ska omfatta vattentjänster eller om det, med hänsyn till lydelsen av artiklarna 2.38 och 2.39 (som definierar vattentjänster respektive vattenanvändning) och direktivets syfte enligt artikel 1 (att uppnå god vattenstatus) finns anledning att tolka bestämmelserna så att prispolitiken bör omfatta det vidare begreppet vattenanvändning. I så fall skulle alla som på något negativt sätt påverkar vattenmiljön behöva omfattas av prispolitiken.

Vattenprisutredningen utgår från den probleminventering avseende vattenkvalitet som gjorts av vattenmyndigheterna. Det är främst i förhållande till de behov som identifierats av vattenmyndigheterna som frågan om och behovet av förändring av styrmedel och prispolitik relateras. En annan viktig utgångspunkt i arbetet är att inte värdera eller ifrågasätta de miljökvalitetsnormer som fastställdes av Vattendelegationerna den 22 december 2009. Istället riktas uppmärksamheten på de åtgärder och styrmedel som kan behövas för att uppnå dessa mål och därmed god vattenstatus.

Mot bakgrund av behovet av helhetssyn när det gäller miljö- och klimatproblemen i samhället har Vattenprisutredningen bl.a. att beakta målet om förnybar energi och påverkan på havsmiljön. Eftersom utsläpp och påverkan på land ofrånkomligen påverkar havsmiljön kommer arbetet inom vattenförvaltningen att ha betydelse för det arbete som pågår avseende det marina direktivet och inom HELCOM² och BSAP³. Även de pågående reformprocesserna avseende den gemensamma jordbruks- och fiskeripolitiken har betydelse för det totala utfallet för miljön och därmed för vattenförvaltningen.

² Helsingforskommissionen, en regional samarbetsorganisation med syfte att skydda Östersjöns havsmiljö.

³ Baltic Sea Action Plan.

1.2 Arbetssättet

Expertgruppsmöten har ägt rum den 23 juni, den 5 oktober och den 9 november 2009 och den 9 februari 2010. I expertgruppen har ingått representanter för Miljödepartementet, Jordbruksdepartementet, Näringsdepartementet, Naturvårdsverket, Jordbruksverket, Vattenmyndigheterna, Sveriges Kommuner och Landsting, Vattenfall, Lantbrukarnas Riksförbund, Näringslivets Vattengrupp (representerat av Skogsindustrierna) och Sveriges Sportfiske- och fiskevårdsförbund.

I utredningens uppdrag har också ingått att samråda med berörda myndigheter och organisationer. Sådana samråd har ägt rum med Vattenmyndigheterna, Svenskt Vatten, LRF och med Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund. Samråd med Naturvårdsverket med anledning av förlängningen av Naturvårdsverkets uppdrag⁴ att komma med förslag till ett sektorsövergripande avgiftssystem för kväve och fosfor har ägt rum den 24 oktober och den 10 december 2009.

På utredningens initiativ besöktes Naturvårdsverket den 24 mars och Svenskt Näringsliv den 18 mars 2009. Separata möten har hållits med företrädare för de tre sektorer som särskilt är utpekade i ramdirektivet för vatten när det gäller att bidra till kostnadstäckning för vattentjänster. Dessa är *hushåll* som representerades av SKL och *industri* som representerades av Svenskt Näringsliv. Den tredje utpekade sektorn *jordbruk* representerades av LRF.

Som en del i utredningens arbete har också kontakter tagits med myndigheter i Danmark, Finland, Nederländerna, Frankrike och Storbritannien.

1.3 Betänkandets disposition

I kapitel 2 sätts utredningens uppdrag i sitt sammanhang genom en redogörelse för utredningsarbete som har föregått Vattenprisutredningens tillkomst. Kapitel 3 innehåller en kort beskrivning av införandet av ramdirektivet för vatten i Sverige och de oklarheter skrivningarna i artikel 9 har skapat och innehåller också en analys av hur bl.a. begreppen ”vattentjänster” och ”prispolitik” kan tolkas

⁴ Regeringsuppdrag nr 24 om avgiftssystem för vattenkvalitet, Naturvårdsverkets regleringsbrev för år 2007.

ur en svensk synvinkel, samt vilka andra tolkningar som kan vara relevanta. I kapitel 4 redogörs för de problem, åtgärder och kostnader som vattenmyndigheterna identifierat i sitt kartläggningsarbete av vattentillgångarna i Sverige. Av beskrivningen framgår att både pågående miljöpåverkan och historisk påverkan, som är ett resultat av samhällets utveckling, behöver åtgärdas.

I kapitel 5 och 6 redovisas utgångspunkter för utformning av styrmedel i form av teoretiska utgångspunkter, befintliga styrmedel i Sverige och i omvärlden samt pågående arbeten med förslag till nya styrmedel. Redogörelsen utmynnar i en analys av den mix av styrmedel som används för att styra de olika sektorernas vattenpåverkan idag. I kapitel 7 görs en analys av möjligheterna till en mer omfattande prispolitik och hur man enligt ekonomisk teori bör förhålla sig till de ingående komponenterna – incitament, effektivitet, principen om att förorenaren ska betala (PPP⁵) och kostnadstäckning.

I kapitel 8 redovisas utredningens förslag när det gäller tolkningen av artikel 9 och kompletterande styrmedel för vatten i Sverige. I kapitel 9 redovisas konsekvenser av förslagen.

⁵ Polluter Pays Principle.

2 Bakgrund – tidigare utredningar och pågående processer

När det gäller vattenförvaltning, och även förvaltningen av havsvattnet, finns ett stort antal avslutade och pågående utredningar och andra processer som behandlar olika aspekter – åtgärder, organisationsform, finansiering, lagstöd, m.m. I detta kapitel görs en genomgång av sådant arbete som är relaterat till Vattenprisutredningens uppdrag angående i första hand ekonomiska styrmedel och prispolitik. Dessutom finns två särskilt utpekade EU-direktiv som utredningen har att beakta. Dessa beskrivs kortfattat till innehåll och koppling till Vattenprisutredningens uppdrag.

2.1 Miljöarbete i Sverige – miljö kvalitetsmålen

Svenskt miljöarbete var länge inriktat mot störningskällorna, ett arbete som var effektivt när det gällde att minska påverkan från stora punktkällor. Arbetssättet fungerar dock inte när det gäller många mindre källor eller diffusa utsläpp, och därför har arbetsmetoder utvecklats som istället inriktas på förhållandena i miljön och den miljö kvalitet man vill uppnå. Det arbetet påbörjades genom de regler om miljö kvalitetsnormer som infördes då miljöbalken¹ trädde i kraft och genom det pågående arbetet med de nationella miljö kvalitetsmålen. Angreppssättet i ramdirektivet för vatten följer detta målbaserade arbetssätt.

Sverige har sexton miljö kvalitetsmål som avspeglar det synsätt på miljöarbete som beskrevs ovan. Miljö kvalitetsmålen är inte författningsreglerade, utan är mål formulerade utifrån den miljö påverkan som människor och natur tål och definierar det tillstånd som miljöarbetet ska sikta mot. Miljö målen utvärderas årligen, och

¹ SFS 1998:808, se vidare kapitel 5 om miljöbalkens betydelse.

vart fjärde år sker en fördjupad utvärdering. Senast en sådan fördjupad utvärdering presenterades var i mars 2008.² Då föreslogs också nya delmål. Målen ska nås till 2020, men Miljömålsrådet bedömer att fler än hälften av målen är mycket svåra eller inte möjliga att nå inom tidsramen. Till den senare kategorin hör de vattenanknutna miljö kvalitetsmålen *Ingen övergödning* och *Hav i balans samt levande kust och skärgård*. Många mål är också starkt beroende av vad som sker i omvärlden och för flera mål krävs internationella åtgärder tillsammans med de nationella för att målen ska kunna nås. Även i detta fall framhålls miljö kvalitetsmålen *Ingen övergödning* och *Hav i balans samt levande kust och skärgård*.

Regeringen beslutade den 17 juli 2008 att tillkalla en särskild utredare med uppdrag att utreda och föreslå förändringar i miljö målssystemets struktur och organisation. Utredningen antog namnet Utredningen om miljö målssystemet och lämnade sitt betänkande – *Miljömålen i nya perspektiv* (SOU 2009:83) – i september 2009. Betänkandet bereds för närvarande i regeringskansliet.

Utredningen om miljö målssystemet föreslår bl.a. flera förändringar avseende miljö målssystemets struktur och målen bedömningsgrunder. Utredningens förslag innebär att miljö målssystemet ges ett tydligare internationellt perspektiv då miljö kvalitetsmålen inte kan nås enbart med insatser i Sverige. Svensk miljö politik behöver enligt utredningen förutom insatser i Sverige, inkludera EU och internationella sammanhang. Utredningen föreslår vidare att delmålen ska ersättas med etappmål för att det tydligare ska framgå att det handlar om ”steg på vägen för att inom en generation skapa förutsättningar för att nå ett eller flera miljö kvalitetsmål”. Utredningen föreslår också en delvis förändrad bedömningsgrund för miljö kvalitetsmålen. Alltför ambitiösa mål kan leda till minskad trovärdighet och svårigheter att få till stånd effektiva åtgärder.

Ett viktigt verktyg för att nå miljö kvalitetsmålen är de åtgärder som finns i EU:s landsbygdsförordningar och som omsätts via de nationella landsbygdsprogrammen. Det nu gällande landsbygdsprogrammet är Landsbygdsprogram för Sverige 2007–2013³.

² Miljömålen – nu är det bråttom! Naturvårdsverket, 2008. www.miljomal.nu

³ Se kapitel 5.

2.2 Tidigare utredningar med koppling till vattenförvaltning och styrmedel

Genomförandet av ramdirektivet för vatten har föregåtts av en rad utredningar och många aktörer har deltagit och deltar alltjämt, på både lokal, nationell och EU-nivå. Arbete pågår fortfarande på många fronter.

Miljöbalkskommittén tillsattes 1999 med uppdrag att utvärdera tillämpningen av miljöbalken och lämna förslag till nödvändiga reformer. Kommittén fick också i uppdrag att lämna förslag till hur ramdirektivets bestämmelser om miljömål, åtgärdsprogram och utsläpp till vatten skulle genomföras i svensk lagstiftning, men direktiven innehöll inte så mycket om ekonomiska styrmedel. Slutbetänkandet innehåller lite skrivningar om avgifter, men det gäller prövnings- och tillsynsavgifter som har ett annat fokus än prispolitik. Miljöbalkskommittén avlämnade sammanlagt sju betänkanden, med slutbetänkandet *Miljöbalken; miljö kvalitetsnormer, miljöorganisationerna i miljöprocessen och avgifter* (SOU 2005:59). Ungefär samtidigt kom ett annat betänkande på samma tema, *Åtgärdsprogram för miljö kvalitetsnorm* (SOU 2005:113) från Utredningen om åtgärdsprogram. De två betänkandena bereds för närvarande inom regeringskansliet.

Nedan ges en sammanfattning av utredningar avseende bl.a. skatter, avgifter och finansiering som har behandlats i andra sammanhang tidigare och som har koppling till Vattenprisutredningens uppdrag.

2.2.1 Utredningen om avrinningsområden

Regeringen tillkallade 1996 en särskild utredare med uppgift att utarbeta ett administrativt system för avrinningsområdesvis vattenförvaltning med utgångspunkt i Miljöbalksutredningens förslag till ny miljöbalk (SOU 1996:103), nitratdirektivet samt kommande krav i ramdirektivet för vatten. Dessutom skulle utredaren klargöra förutsättningar för att tillämpa miljösamverkan mellan jordbrukare i ett delavrinningsområde. I delbetänkandet *En ny vattenadministration* (SOU 1997:99) föreslog utredningen att en avgift på förorenat vatten skulle införas för alla källor av betydelse. Avgiften borde avse såväl stora som små punktkällor samt även diffusa källor såsom skogs- och jordbruk. Intäkten från avgiften eller delar av den

skulle enligt förslaget vid behov användas för att finansiera tillkommande arbete med vattenfrågorna och för att höja kvaliteten i arbetet med dessa frågor. Utöver detta skulle avgiften användas för att främja miljösamverkan på det lokala planet.

I slutbetänkandet *Miljösamverkan i vattenvården* (SOU 1997:155) behandlades frågan om införandet av en avgift på uttag av vatten inkluderande uttag av vatten för bevattningsändamål. En avgift på vattenuttag kunde enligt utredningen eventuellt strida mot svensk rätt, och därför föreslogs inget i denna del. Utredningen föreslog dock att en avgift borde införas för nyttjande av vatten för kraftframställning. Avgiften borde enligt förslaget tas ut enligt en generell fördelningsnyckel för hela landet. En del av avgiften skulle tillföras statskassan i syfte att finansiera statens ökade kostnader för en ny vattenadministration samt för en generell ambitionshöjning i arbetet med vattenanknutna frågor. En annan del av avgiften beräknas och tas ut distriktsvis. Denna del av avgiften skulle återföras inom distriktet i syfte att stödja och i viss mån fullt ut finansiera vattenförbättrande åtgärder som annars inte skulle komma till stånd.

Förslagen från utredningen i dessa delar ledde inte till några förändringar.

2.2.2 Utredningen Svensk Vattenadministration

Regeringen beslutade i oktober 2001 att tillkalla en särskild utredare för att lämna förslag till en myndighetsorganisation för genomförandet av ramdirektivet för vatten. Betänkandet – *Klart som vatten* (SOU 2002:105) – överlämnades till regeringen i december 2002. Utredarens förslag ledde till bildandet av vattendistriktet och organisationen med fem vattenmyndigheter. Utredningen låg till grund för regeringens proposition 2003/04:2 Förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, som bl.a. innehöll förslag om nya bestämmelser i 5 kap. miljöbalken om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön.

I utredarens uppdrag ingick också att analysera förutsättningarna för att införa avgifter på olika former av utsläpp till vatten. Om det bedömdes lämpligt skulle förslag till ett sådant system lämnas. Syftet med avgiften skulle dels vara att täcka administrationskostnader för direktivet, dels vara ett incitament för att minska utsläppens storlek. Regeringsformens ramar för skill-

naden mellan skatt och avgift skulle upprätthållas. Utredaren skulle överväga om det var lämpligt att den del av avgiften som inte avsattes för administrationens kostnader skulle utgöra ett finansieringsinstrument för miljöförbättrande åtgärder inom vattenområdet där det inte fanns någon skyldighet att vidta sådana åtgärder enligt miljöbalken. Avgiften skulle således återbetalas till det avgiftsbelagda kollektivet enligt modell från den befintliga avgiften för utsläpp av kväveoxider från anläggningar för energiproduktion. Relationerna av ett eventuellt förslag till befintliga ekonomiska styrmedel inom vattenområdet skulle särskilt beaktas. Användning av vatten för kraftproduktion skulle inte ingå i avgiften. Vad gäller jord- och skogsbrukets utsläpp till vatten skulle utredaren följa arbetet inom utredningen för översyn av miljöskatterna på handelsgödsel och bekämpningsmedel (Fi 2001:12, HOBS- utredningen).

Utredaren konstaterade att för att skapa nödvändiga resurser i miljömålsarbetet skulle ett fungerande avgiftssystem behövas. Utredningen föreslog en principmodell för ett sådant avgiftssystem.

Utredaren konstaterade att alla vattenanvändare som påverkar vattnet i fysikaliskt/kemiskt och/eller ekologiskt avseende ska ta ansvaret för sin påverkan – genom kompensatoriska åtgärder eller avgifter. Avgifter borde bekosta vattenvårdande aktiviteter. Vattenmyndigheternas planerande och myndighetsutövande verksamhet borde däremot inte bekostas med avgifter utan finansieras skattevägen. Befintliga avgifter skulle enligt utredaren inordnas i en sammanhängande modell där påverkan på vatten kopplades samman med avgiftsuttag. Där avgifter inte togs ut men kostnader fanns, skulle enligt förslaget avgifter införas. I första hand borde prioriterade farliga ämnen ingå i avgiftssystemet. Eventuellt skulle avgifterna differentieras regionalt beroende på recipientens status. Avgiftssystem borde enligt utredaren införas i etapper, där steg ett kunde vara kväve och fosfor. Även diffusa utsläpp från jordbruk och skogsbruk borde ingå i modellen, men där ansåg utredaren att det krävdes mer generella lösningar.

Utredaren föreslog också en ny lag om vattenvårdssamfälligheter med bakgrund av behovet att skydda eller förbättra ett visst vattenområde eller en grundvattenförekomst. Eftersom åtgärdsprogrammen skulle vara övergripande såg utredaren att vattenmyndigheten kunde ha ett behov av att specificera samverkansbehov och ge en samfällighet i uppgift att genomföra åtgärderna.

Bildandet av vattenvårdssamfälligheter skulle ske genom förrättning och modellen borde enligt utredaren författningsregleras. Vare sig detta förslag eller förslagen om avgiftssystem föranledde då några åtgärder från regeringens sida.

Särskilda uppdrag angående avgifter och andra styrmedel

Utredningen Svensk vattenadministration gav uppdrag med koppling till Vattenprisutredningens uppdrag till två konsulter. Konsulten Euro Resource⁴ fick i uppdrag att bl.a. gå igenom befintliga avgifter med anknytning till vatten. Återknytning till det uppdraget görs i kapitel 5 i detta betänkande, där aktuella styrmedel kopplade till vatten redovisas.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB fick i uppdrag att belysa tekniska förutsättningar för ett avgiftssystem – avgiftskollektiv, ämnen och frågan om regional differentiering. IVL diskuterade också hur ett avgiftssystem skulle kunna utformas, främst för eutrofierande ämnen.⁵ Nedan ges en sammanfattning av IVL:s rapport med de viktigaste slutsatserna.

Följande tre frågor studerades:

1. Principer för avgifter på giftiga och naturfrämmande ämnen
2. Avgränsning av avgiftskollektiv
3. Miljömässiga motiv för regionala skillnader i avgifter

För att ett avgiftssystem ska vara effektivt konstaterades inledningsvis att alla berörda bör ingå. Om vissa hamnar utanför avgiftskollektivet kommer de inte ha incitament att minska sina utsläpp, varför man får mindre kostnadseffektiv och mindre utsläppsreduktion. Det kan dessutom leda till att konkurrensen snedvrids mellan de som ingår respektive inte ingår i avgiftskollektivet. Om avgiften ska återföras till avgiftskollektivet, vilket den ska enligt en strikt tolkning av avgiftsbegreppet, bör motprestation ske efter producerad nytta. Utsläpp från industri och markanvändning tolereras i och med att de producerar något som samhället efterfrågar: en nytta. Om motprestationen relateras till något annat än nyttan kan produktionen i avgiftskollektivet komma att vridas från sitt egentliga syfte.

⁴ Euro Resource, 2002. Vattenavgifter – förutsättningar och möjligheter. MariAnne Olsson, Göteborg, 2002.

⁵ IVL:s rapport fogades till Utredningen Svensk Vattenadministration som bilaga 8.

För att avgifter på vattenutsläpp ska kunna genomföras konstaterar IVL att flera svårigheter måste bemästras:

- *Vilka emissioner ska avgiftsbeläggas?* Det finns flera oönskade miljö- och hälsoeffekter och det finns än fler substanser som bidrar till dessa effekter. En aspekt vid ämnesval är att det måste finnas underlag för utsläppsdata. Dessa måste täcka åtminstone huvuddelen av ämnets totala utsläpp i Sverige. Ämnen med stora diffusa utsläpp kan i vissa fall vara svåra att avgiftsbelägga. Det område som både anses mest akut och där kunskapsläget är bäst är eutrofiering, varför detta kan vara lämpligt som första område. Det finns även möjlighet att relatera toxiska ämnens effekter till varandra och således införa en avgift för toxiska emissioner, även om svårigheterna vad gäller källor och mätning är större här än för eutrofierande ämnen (kväve och fosfor).
- *Emissioner är inte lika viktiga oberoende av var och när de sker.* Förutom utsläppen från en enskild källa är följande två faktorer av mycket stor betydelse med avseende på vilken effekt som utsläppet leder till: 1) övrig belastning hos recipienten och 2) känsligheten för utsläppet hos recipienten. Därför är det motiverat med regional differentiering av avgifter, beroende på den relativa belastningen och känsligheten hos recipienten. En ökad komplexitet i avgiftskonstruktionen leder dock till ökad administration.
- *Källorna till utsläppen är, oavsett om det rör sig om toxiska eller eutrofierande ämnen, mycket heterogena.* Att införa ett avgiftssystem med återföring av avgiften kan därför vara komplicerat. Problemet kan undvikas genom en friare tolkning av avgiftsbegreppet, där medlen t.ex. fonderas för miljöförbättrande åtgärder.
- *Mätning av utsläpp – bas för avgift.* För punktkällorna är detta inget större problem, förutom att de, i och med att C- anläggningar⁶ bör vara med i systemet, är väldigt många. För diffusa källor och enskilda avlopp är redan detta steg mycket problematiskt och under en överskådlig framtid finns egentligen ingen bra lösning. Problemet kan kringgås eller skjutas på framtiden genom att man använder schablondata, modelleringar eller

⁶ Miljöfarliga verksamheter har tillståndsplikt enligt MB om de är klassade som A-anläggning eller B-anläggning. C-anläggningar har endast plikt att anmäla sin verksamhet.

inflöde som uppskattning på utsläpp snarare än att försöka mäta de faktiska utsläppen.

IVL konstaterar att alla svårigheter ovan kan övervinnas, men att det i många fall skulle krävas en så omfattande administration och kontroll att det blir för lite eller ens något kvar att återföra i form av motprestationer till avgiftskollektivet, varpå hela idén med en avgift faller. Det gäller att försöka identifiera system som kan hanteras med en rimlig insats av administration och kontroll. Även om avgifter kan fungera väl på lång sikt är det – enligt IVL - troligt att det tar tid innan systemet är intrimmat. IVL bedömde det därför rimligt att ett potentiellt avgiftssystem verkar parallellt med den individuella prövningen och andra i dag verksamma administrativa styrmedel inom området. Sett ur ett längre tidsperspektiv kan det även då vara motiverat att behålla parallella system, i den mån som styrningen kan behöva variera mer lokalt än vad som en avgift kan klara av. Avgiften kan då ses som allmänt styrande, medan den individuella prövningen ser till att lokala ”utsläppstoppar” undviks.

Avgiftssystem har teoretiska fördelar, och de kan vara nödvändiga för att kunna uppnå nya och strängare miljökrav, men flera problem måste lösas för att finna praktiskt genomförbara lösningar. Dessa är bl.a. problem med mätning och data på diffusa utsläpp och bas för återföring av avgift. I och med den komplexa bilden av källor och miljöeffekter kan ett avgiftssystem på vattenutsläpp lätt bli administrativt tungrott. På grund av detta kommer – enligt IVL – ett avgiftssystem alltid vara en avvägning mellan enkelhet och ”rättvisa” med avseende på faktiskt miljöeffekt. Kostnaden för systemet måste relateras till den miljömässiga nytta som uppnås. I rapporten presenterar IVL två pragmatiska avgiftssystem, ett för eutrofierande ämnen och ett för toxiska ämnen. Dessa beskrivs nedan.

Utan att närmare ha analyserat konsekvenserna skissar IVL på ett avgiftssystem för övergödande ämnen, se nedan:

Källa (avgiftssubkollektiv)	Bas för avgift	Användande av avgift	Bas för återförande av avgift
<i>Reningsverk</i>	Utsläpp	Återförs + administration	Antal anslutna personekvivalenter
<i>Övriga punktkällor</i>	Utsläpp	Återförs + administration	Antal anställda (alt. ek. nyttomått)
<i>Jordbruk</i>	Handelsgödsel-användning	Administration, information, miljöåtgärder	Inte nödvändig ¹⁾
<i>Övrig markanvändning</i>	Ingen avgift, p.g.a. kunskapsbrist		
<i>Enskilda avlopp</i>	Icke godkända avlopp	Subventioner för investering i anläggning eller anslutning till avloppsnet	Inte nödvändig ¹⁾

¹⁾ Inte nödvändig eftersom avgiften ej återförs till källan utan används på annat sätt.

Systemet kräver troligen en utökad mätning av C-anläggningars utsläpp. Det kräver också bättre underlag för enskilda avlopp: om denna information kan samlas in via fastighetsregistret krävs enligt IVL åtminstone en sexårsperiod för att den skulle bli komplett. IVL ansåg också att stallgödsel eventuellt skulle in i systemet.

Med detta system skulle enligt IVL de flesta stora källor kunna avgiftsbeläggas, vilket skulle vara fördelaktigt med avseende av principen att förorenaren ska betala. I takt med att bättre data-underlag och mätmöjligheter framkommer skulle systemet kunna göras mer enhetligt.

Även för toxiska ämnen skissar IVL på en möjlig lösning. Ett sätt för att avgiftsbelägga toxiska ämnen skulle kunna vara att endast ha en avgift, där olika avgifter för enskilda ämnen viktas ihop utifrån sitt relativa bidrag till miljöförstöring per utsläppt enhet. Ett sådant system finns i bl.a. Tyskland, Belgien och Holland. Ett urval av ämnen är ramdirektivets prioriterade ämnen, som har valts utifrån risk för vattenmiljön eller dricksvattenuttag. För vattenmiljön kan man utgå från de principer som används vid

riskbedömning av kemikalier inom EU. Genom att utvärdera toxikologiska tester av ett ämne härleds ett s.k. PNEC-värde (predicted no effect concentration). Detta värde anses vara ett mått på den högsta halt i miljön som inte skadar ens de känsligaste organismerna. Ju lägre PNEC-värde ett ämne har, desto mer toxiskt är det. Utsläppen kan härigenom viktas samman till ett värde. Konceptet bör även innehålla en analys av om effekter är mest sannolika i sediment eller i vatten, vilka har olika PNEC-värden. Ämnen som ska utfasas kan skattas högre om man så önskar. Man kan även ta hänsyn till om ämnen anrikas i näringskedjan. Sådana effekter kan vara svåra att inrymma i ett PNEC-värde men är för vissa ämnen mycket viktiga för ämnets effekter i miljön, t.ex. DDT som framför allt påverkat topppredatorer såsom pilgrimsfalk. Med detta förfarande skulle man även kunna definiera tröskelnivåer, under vilka utsläpp inte åläggs avgifter.

Slutsatsen i IVL:s rapport är att avgiftssystem har många teoretiska fördelar, men att det är flera stora problem som måste lösas för att det även ska bli en praktiskt genomförbar lösning. Dessa är bl.a. problem med mätning och data på diffusa utsläpp och bas för återföring av avgift. I och med denna komplexa bild av källor och miljöeffekter kan ett avgiftssystem på vattenutsläpp lätt bli administrativt tungrott. På grund av detta kommer ett avgiftssystem alltid att vara en avvägning mellan enkelhet och "rättvisa". Kostnaden för systemet måste enligt IVL relateras till den miljömässiga nytta som skulle uppnås.

2.2.3 HOBBS-utredningen

Regeringen tillkallade i juni 2001 en särskild utredare med uppdrag att se över skatterna på handelsgödsel och bekämpningsmedel. Utredningen överlämnade sitt betänkande – *Skatt på handelsgödsel och bekämpningsmedel* (SOU 2003:9) – i februari 2003.

Utredningsuppdraget bestod av två huvuduppgifter; dels att utvärdera gällande skatter på gödselmedel och bekämpningsmedel och dels att undersöka om skatterna borde ändras för att deras effektivitet som miljöstyrmedel skulle förbättras utan att kravet på kostnadseffektivitet eftersattes.

Avseende huvuduppgift ett kom utredningen fram till att skatten på *handelsgödselkväve* haft en förhållandevis liten påverkan på användningen inom jordbruket. Avseende gödselmedelsskattens

effekter på miljön ansåg utredningen att även om skatten på handelsgödselkväve haft en liten påverkan på användningen så hade den bidragit till att minska kväveutlakningen från åkermarken. Skattens utlakningsbegränsande effekt uppskattades till cirka 1 500 ton kväve per år. Skatten hade också gjort jordbrukarna medvetna om problemen med kväveutlakning.

Däremot hade skatten på kadmium tillsammans med näringens insatser haft en klart gynnsam effekt genom minskad tillförsel av kadmium till den svenska åkermarken. *Kadmiumskatten* bedömdes ha bidragit till att tillförseln av kadmium till åkermarken har minskat. Därigenom har främst riskerna för negativa hälsoeffekter minskat.

Avseende *bekämpningsmedel* gjorde utredningen bedömningen att skatten på bekämpningsmedel hade bidragit till att dämpa användningen av dessa medel. Uttaget hade emellertid legat på en sådan nivå att denna effekt endast kunde anses ha varit begränsad. Den indirekta effekten av bekämpningsskatten, det vill säga att andra effektivare åtgärder för att minska användningen av bekämpningsmedel hade kunnat bekostas av allmänna medel, bedömdes ha haft större betydelse. Avseende bekämpningsmedelsskatten konstaterade utredningen att den endast i mindre omfattning hade påverkat användningen av bekämpningsmedel. Därför bedömdes också skattens betydelse för att kunna minska riskerna för skadliga effekter på miljö och hälsa genom en lägre förbrukning som begränsad. Inte heller ansågs skatten i nämnvärd grad ha bidragit till att styra över användningen mot medel med mindre risker för skadliga effekter eller mot ickekemiska behandlingsalternativ.

Den administrativa hanteringen av både gödselmedels- och bekämpningsmedelsskatten konstaterades vara enkel och att därmed resurser i form av personal m.m. var begränsad. Kostnaderna för hanteringen bedömdes vara förhållandevis låga. Utredningen saknade vidare underlag för annan bedömning än att gödselmedelsskattens påverkan på det svenska jordbrukets internationella konkurrenskraft varit förhållandevis måttlig. Skatten på bekämpningsmedel bedömdes ha haft än mindre betydelse för konkurrenskraften.

Utredningen gick också igenom och granskade en rad *alternativa system för avgifter* och kom fram till att det inte var möjligt att på kort sikt införa något av de angivna systemen. Däremot kunde det vara tänkbart på längre sikt. Utredningen ansåg att ett system som styrde direkt mot minskad kväveutlakning då borde väljas.

Utredaren påpekade att för att kunna införa ett sådant system krävdes att det skapades förutsättningar för metodutveckling, förbättrat dataunderlag samt forsknings- och försöksresultat.

Utredningen övervägde även om skattebasen borde utvidgas. En sådan utvidgning skulle kunna ske genom att skatt togs ut även på *kväveinnehållet i foder*. Utredningen kom fram till att en sådan utvidgning inte var lämplig. Problemställningarna var omfattande och det kunde inte klart fastställas att skattens utlakningsbegränsande effekt skulle förbättras. Utredningen föreslog därför att nuvarande skattebas skulle behållas.

När det gällde skatten på *kadmiuminnehållet* i fosforgödselmedel ansåg utredningen att pågående arbete inom EU skulle avvaktas innan några förändringar vidtogs. Utredningen ansåg inte att kvotering eller överlåtbara köplicenser var tänkbare alternativ till en särskild miljöpåлага på bekämpningsmedlen. En sådan påлага borde därför behållas som en del av ett styrmedelspaket. Olika modeller för uttag av denna påлага övervägdes.

Utredningen gjorde bedömningen att den modell som tillsammans med andra styrmedel och övriga åtgärder är bäst lämpad för att åstadkomma en påtaglig minskning av riskerna med användningen av *bekämpningsmedel* är den där uttaget av miljöpålagan differentieras efter medlets farlighet för miljö och hälsa. Utredningen föreslog därför att i det åtgärdsprogram som tas fram för att minska riskerna med bruket av bekämpningsmedel ska som väsentlig del ingå att förbereda övergång till ett riskdifferentierat uttag.

Utredningen övervägde vidare om det fanns skäl att höja nivån på uttaget av den nuvarande skatten på bekämpningsmedel och om det då skulle krävas annan bas för uttaget än mängden verksam beståndsdel i bekämpningsmedlen. Om skatten höjs kraftigt kan detta med nuvarande bas för uttaget leda till icke önskvärda styreffekter, eftersom s.k. lågdosmedel skulle komma att gynnas. För att bekämpningsmedelsskattens effektivitet som miljöstyrmedel avsevärt ska förbättras ansåg utredningen att en förhållandevis kraftig höjning av skattesatsen skulle krävas. Detta skulle å andra sidan komma i konflikt med målet om minskad kväveutlakning. Vidare skulle det svenska jordbrukets konkurrenskraft försämrast.

Ett resultat av HOBS-utredningen blev ett beslut om höjning av skatten på bekämpningsmedel fr.o.m. den 1 januari 2004 med 10 kronor för varje helt kilogram verksam beståndsdel.

2.2.4 Statens va-nämnds rapport 2002-06-24 angående ramdirektivet för vatten

I september 2001 gav regeringen Statens va-nämnd i uppdrag att granska om bestämmelserna om avgifter och taxor i lagen (1970:244) om allmänna vatten- och avloppsanläggningar (va-lagen) uppfyller de krav som ställs i artikel 9 i ramdirektivet för vatten. Va-nämnden redovisade uppdraget i en rapport den 24 juni 2002. I rapporten framgick bl.a. följande.

Va-lagens avgifts- och kostnadstäckningsregler

En kommuns va-verksamhet kan finansieras genom avgifter eller skattemedel. Frågan om finansiering har överlämnats till de enskilda kommunernas avgörande. Om huvudmannen väljer att ta ut avgifter av brukarna (abonenterna) är han skyldig att iaktta va-lagens regler. Avgiften kan tas ut som engångsavgift (anläggningsavgift) och som periodisk avgift (brukningsavgift).

Två grundläggande regler för avgiftsuttaget i va-lagen är *självkostnadsprincipen*, dvs. det totala avgiftsuttaget får inte överskrida vad som behövs för att täcka *nödvändiga* kostnader för anläggningen, samt att avgiftsuttaget ska ske efter *skälighet och rättvisa*.

Som nödvändiga kostnader för en allmän va-anläggning betraktas alla kostnader som har ett normalt samband med en affärsmässig drift av anläggningen och som varit skäligen påkallade för va-anläggningens utförande, drift, underhåll och förnyelse. Va-verksamheten får inte drivas så att den totalt sett lämnar väsentlig vinst.

När det gäller regeln om avgiftsuttag efter skälig och rättvis grund så avses att avgifterna ska bestämmas med hänsyn till den huvudsakliga nytta som varje särskild fastighet har av va-anläggningen och med bortseende från huvudmannens individuella kostnad för de enskilda fastigheterna, den s.k. nyttoprincipen eller sociala kostnadsfördelningsregeln. Va-taxan fastställs av kommunen och konstrueras med såväl nytto- som kostnadsrelaterade parametrar.

Förhållandet mellan ramdirektivets artikel 9 och va-lagens bestämmelser om avgifter och taxor

Va-lagens tillämplighet, skatte- eller avgiftsfinansiering

Av fastighetsägare inom verksamhetsområdet kan va-huvudmannen tvångsvis ta ut avgifter för deras rätt att nyttja den allmänna va-anläggningen. Den allmänna va-anläggningen behöver inte enbart finansieras med dessa avgifter utan kan också helt eller delvis finansieras med skattemedel. Det synes emellertid uppenbart att en effektiv vattenanvändning enligt ramdirektivets intentioner svårligen låter sig förenas med en prispolitik som medger att va-kostnader av någon betydelse tillåts täckas med skattemedel. Det synsätt som direktivet ger uttryck för är att vattenanvändarna direkt ska kunna se sambandet mellan en viss vattenanvändning och de kostnader denna för med sig. En skattefinansiering tydliggör knappast detta samband och strider direkt mot den bärande principen att förorenaren ska betala.

Nyttoprincipen som grund för avgiftsuttaget

Någon direkt följsamhet mellan kostnad och avgift gäller inte. Önskemålet att varje användare ska stå för sin del av kostnaderna i direkt proportion till förbrukad vattenmängd eller orsakad förorening, torde dock närmast avse de rörliga kostnaderna. Förstått på det viset är va-lagens avgiftssystem väl förenligt med ramdirektivets syfte.

Enligt ramdirektivet ska kostnadsfördelningen ytterst syfta till en effektiv resursanvändning. Va-lagens avgiftssystem, som alltså i den praktiska tillämpningen i det stora hela kan sägas gå ut på att brukarna får ta del av de gemensamma fasta kostnaderna efter nytta och de rörliga efter faktiskt utnyttjande, synes väl ägnat att tillgodose detta ändamål.

Olika sektorerers bidrag till kostnadstäckningen

Beträffande de olika sektorerna, industri-hushåll-jordbruk, och frågan om dessa adekvat bidrar till kostnadstäckningen för vattentjänsterna får åter konstateras att va-lagen primärt är avsedd att reglera hushållens vatten- och avloppsbehov. Jordbruk och

industrier som använder kommunalt renvatten och levererar avlopp motsvarande hushållspillvatten deltar i kostnadstäckningen efter principer som ska framgå av va-taxan med beaktande av nyttoprincipen. Det är dock tydligt att många kanske flertalet av industrier och jordbruk inte alls betjänar sig av allmän va-anläggning och således löser frågan genom privata vattentäkter och avloppsanordningar. För sådana åtgärder krävs vanligen tillstånd av länsstyrelse eller miljödomstol. I den utsträckning de är anslutna till allmän va-anläggning torde dessa kategorier på samma sätt som hushållen kunna anses adekvat bidra till att kostnadstäckning kan ske för respektive sektors vattenanvändning.

Sammanfattning och förslag (VA-nämndens rapport)

Genomgången av va-lagens regler om avgifter och taxor visar att dessa i väsentliga delar motsvarar de krav som reses i ramdirektivets artikel 9. Att vattenavgiften till en del ska vara rörlig för att utgöra incitament till vattenbesparing som Kommissionen förordar överensstämmer väl med principen om avgift efter nytta.

Problematiken, som Kommissionen också är inne på, att en rörlig avgift måste vägas mot behov att upprätthålla infrastrukturen och vattentjänsterna med därmed förbundna fasta kostnader är också bekant sedan länge inom va-verksamheten där 80–90 procent av kostnaderna är fasta. Tendensen har också varit tydlig att huvudmännen ökat inslaget av fasta avgifter i brukningstaxorna. En kombination av fasta och rörliga avgifter som är det vanliga synes emellertid kunna uppfylla direktivets krav. Sedan detta konstaterats framhåller VA-nämnden att hur avgiftsuttaget mera exakt kommer att se ut avgörs av respektive huvudman som självständigt beslutar va-taxan. Nytt- och självkostnadsprinciperna måste beaktas vid avgiftsuttaget men inom dessa ramar kan avgiftsuttag se olika ut mellan skilda huvudmän. Någon skyldighet att ha en rörlig avgift efter uppmätt förbrukning finns t.ex. inte. Nyttoprincipen kan ändå vara beaktad. Om utvecklingen skulle fortsätta med en allt mindre del av brukningstaxan i form av rörlig avgift finns en risk att avgiftssystemet i framtiden mindre väl skulle överensstämma med ramdirektivets intentioner. Huvudmännen har lämnats en stor frihet att utforma taxorna och som framgått behöver inte va-verksamheten avgiftsfinansieras i sin helhet. Med hänsyn till den utveckling som pågår där avgiftsfinansiering av va-verksamheten

blir den helt avgörande formen för kostnadstäckning och de grundlagsändringar som skulle krävas för att hindra att någon del skattefinansieras föreslår VA-nämnden inte någon ändring i denna del. Att huvudmännen i alla delar verkligen beaktar va-lagens regler för avgiftsuttaget i sina taxor kan givetvis inte garanteras. Men även när va-lagens grunder för avgiftsuttaget av brukarna till fullo iakttas kan ifrågasättas om nytto- och självkostnadsprinciperna helt motsvarar vattendirektivets krav på kostnadstäckning för vattentjänsterna. Den direkta proportionalitet mellan å ena sidan varje brukares avgift för vattenförbrukning och föroreningar och å den andra kostnaden för att förse brukaren med vatten och avlopp som direktivet förespråkar inryms som framgått inte direkt i nyttoprincipen. Möjlighet finns att beträffande engångsavgifterna kostnadsanpassa dessa när kostnaderna för att förse en fastighet med vatten och avlopp beaktansvärt avviker från vad som eljest är normalt inom verksamhetsområdet (särtaxa). Samtidigt finns också möjlighet att under viss mindre del av året kostnadsanpassa bruksavgifterna om det behövs t.ex. på grund av knapphet på vatten (säsongsbetonad särtaxa). För att ännu bättre uppfylla vattendirektivets målsättning kan enligt nämnden övervägas om inte också bruksavgifter ska kunna kostnadsanpassas redan när kostnaderna för vatten och avlopp för en brukare beaktansvärt avviker från det eljest normala. Med hänsyn till möjligheterna för huvudmannen att avtala om särskilda avgifter för sådana verksamheter som kan förväntas medföra speciella kostnader eller att tillämpa särskild industritaxa, synes dock det praktiska behovet i detta sammanhang av lagändring, som då närmast skulle avse hushållen, inte vara stor.

Behovet av ändring i vissa delar i va-lagen kunde dock enligt Va-nämnden för att uppfylla ramdirektivets krav överlåtas till va-lagsutredningen (M 2002:02) som hade fått i uppdrag att göra en fullständig översyn av va-lagen m.m. och redovisa sitt uppdrag till regeringen senast den 1 juni 2004.

2.2.5 Va-lagsutredningen

I betänkandet *Allmänna vattentjänster* (SOU 2004:64) berörde Va-lagsutredningen frågan om förenligheten av principerna för fördelningen av brukarnas avgiftsskyldighet med artikel 9 i ramdirektivet för vatten. Utredningen ansåg att de reglerna om avgifts-

uttagets fördelning i allt väsentligt tillgodosåg direktivets krav. Om en alltför stor del av avgifterna i framtiden skulle tas ut som fasta avgifter fanns det enligt utredningen dock en risk för konflikt med ramdirektivets intentioner, något som även Statens va-nämnd hade pekat på. Detta borde kommunen enligt utredningen beakta vid fastställandet av taxan. Genom ett förslag av utredningen om utvidgade möjligheter att införa särtaxa för bruksavgifter blev det dock lättare att tillgodose ramdirektivets krav. Detta förslag genomfördes i den nya lagen om allmänna vattentjänster.

2.2.6 Va-lagen ersatt av lagen om allmänna vattentjänster

Va-lagen (1970:244) ersattes den 1 januari 2007 av lagen (2006:412) om allmänna vattentjänster (vattentjänstlagen). De tidigare gällande grundläggande principerna gällande avgiftsuttaget bibehölls. Bland annat ska självkostnadsprincipen iakttas och avgiftsuttaget ske efter skälighet och rättvisa.

När det gäller avgifternas storlek och grunderna för hur de beräknas gäller sammanfattningsvis följande enligt den nya lagen:

Avgifterna får bestämmas som anläggningsavgifter och bruksavgifter. Avgifterna får inte överskrida det som behövs för att ordna och driva den allmänna va-anläggningen. Medel får avsättas för planerade framtida nyinvesteringar.

Avgifterna ska bestämmas så att kostnaderna fördelas på de avgiftsskyldiga på ett rättvist och skäligt sätt. Om särskilda förhållanden gör att kostnaderna för en viss fastighet i beaktansvärd omfattning avviker från andra fastigheter, ska avgifterna bestämmas med hänsyn till skillnaderna. Avgifter för bortledande av vatten från allmän platsmark ska fördelas mellan fastighetsägarna och dem som ordnar och underhåller den allmänna platsmarken enligt vad som är skäligt med hänsyn till den allmänna platsmarkens omfattning och fastighetsägarnas nytta av vattentjänsten.

En anläggningsavgift ska motsvara fastighetens andel av kostnaden för att ordna den allmänna va-anläggningen. En bruksavgift ska avse drift- och underhållskostnader, kapitalkostnader för investeringar och andra kostnader för en allmän va-anläggning som inte täcks av en anläggningsavgift. Om det under en viss del av året krävs särskilda åtgärder för en vattentjänst, får en bruksavgift för en sådan säsong bestämmas på andra beräkningsgrunder än under året i övrigt.

Den nya lagen överensstämmer med den tidigare lagen på ett sådant sätt att den också kan anses förenlig med kraven i artikel 9 i

enlighet med den bedömning som Statens va-nämnd gjorde år 2002 och som redovisades ovan.⁷

2.2.7 Havsmiljöutredningen

Regeringen beslutade i juli 2006 att tillkalla en utredare med uppdrag att utreda hur forskning och miljöövervakning bättre skulle kunna användas för att återskapa en god havsmiljö i Östersjön och i Västerhavet. Utredningen fick tilläggsdirektiv i maj 2007, rörande bl.a. internationell förvaltning av Östersjön och planering av de svenska havsområdena. I tilläggsdirektivet utökades uppdraget till att också innefatta frågor om förvaltning och planering, och fick därmed en koppling till vattenmyndigheternas arbete. Utredningen överlämnade sitt betänkande – *En utvecklad havsmiljöförvaltning* (SOU 2008:48) – i maj 2008. Utredningen låg bl.a. till grund för regeringens proposition En sammanhållen svensk havspolitik (prop. 2008/09:170). Propositionen är en s.k. riktlinjeproposition

Utredaren konstaterar att vid genomförandet av det marina direktivet kommer samverkan mellan den ansvariga myndigheten för havsmiljön och landets vattenmyndigheter att vara av vikt eftersom åtgärder för landbaserade föroreningar kommer att vara centrala för att nå direktivets kvalitetsmål till år 2020. Enligt utredningen var det dock aldrig aktuellt att föreslå vattenmyndigheterna som ansvariga för genomförandet av EU:s marina direktiv. Länsstyrelserna, som ansvarar för miljöövervakning regionalt, bör däremot fortsatt ha detta ansvar vid genomförandet av det marina direktivet. Ett nära samarbete mellan länsstyrelserna och havsmyndigheten när det gäller miljöövervakning förutsätts därför.

Utredaren föreslog att en översyn av vattenförvaltningens organisation skulle genomföras snarast och senast när förvaltningsplaner och åtgärdsprogram tagits fram i en första omgång 2009. Utredaren föreslog att Naturvårdsverkets ansvar för samordning av vattenförvaltningen skulle förtydligas, särskilt i frågor som rörde övervakning och kartläggning. Det är särskilt viktigt att samordna de centrala och regionala myndigheter som berörs av vattenförvaltningen. I ansvaret ligger även att samordna vattenförvaltningen med förvaltningen av havet.

⁷ Se Vattenprisutredningens direktiv.

Regeringen bör, enligt utredaren, även förtydliga viktigare centrala myndigheters ansvar för övervakning och kartläggning i instruktionen till respektive myndigheter. Det gäller särskilt Fiskeriverket och Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut.

Utredaren bedömde att för att med kraft kunna driva övervakningen av vatten och kartläggningsarbetet enligt ramdirektivet för vatten krävs en enhetlig organisation med tydlig ansvarsfördelning mellan olika nivåer. Dagens organisation med fem vattenmyndigheter som delar av länsstyrelsens organisation utan någon formell samordning ger en otydlig bild utåt och riskerar att skapa ineffektivitet

Utredaren behandlade också frågan om vattenanvändarnas ansvar för övervakning av vattenmiljön enligt ramdirektivet för vatten, se vidare avsnitt 4.4.

2.2.8 Miljöprocessutredningen

Regeringen beslutade den 20 juni 2007 att tillkalla en särskild utredare med uppdrag att utreda och föreslå de organisations- och författningsändringar som behövs för en ändrad instansordning för vissa mål och ärenden enligt miljöbalken och plan- och bygglagen. Utredaren skulle vidare utreda och föreslå de processuella regler som behövs för den ändrade instansordningen samt för en samordning av miljödomstolarna och fastighetsdomstolarna. Genom tilläggsdirektiv den 20 december 2007 vidgades uppdraget till att omfatta bl.a. behovet av författningsändringar i fråga om förnybar energi, vattenverksamheter, riksintressen enligt 3 kap. miljöbalken, miljökonsekvensbeskrivningar samt samordning och samråd i prövningsförfarandet.

Avseende uppdraget i tilläggsdirektivet överlämnade utredningen betänkandet – *Områden av riksintresse och Miljökonsekvensbeskrivningar* (SOU 2009:45) – i april 2009 gällande bestämmelserna om områden av riksintresse i 3 kap. miljöbalken och om miljökonsekvensbeskrivningar i 6 kap. miljöbalken och betänkandet – *Vattenverksamhet* (SOU 2009:42) – i maj 2009 avseende dels förnybar energi, där vattenkraft utgör en viktig del, dels andra frågor om vattenverksamhet. Det är främst detta sista betänkande som har direkta kopplingar till Vattenprisutredningens uppdrag. Utredningen har ännu inte remitterats.

Enligt direktiven skulle Miljöprocessutredningen utreda behovet och lämpligheten av att ändra miljöbalkens regler så att en hög produktionskapacitet främjas i vattenkraftverken. Föreslagna ändringar fick inte undergräva arbetet med miljömålen, och dessutom skulle fiskeintresset beaktas.

Utredaren konstaterar att det finns en konflikt mellan främjandet av vattenkraften och motstående intressen. Med motstående intressen menas omprövningar av gamla vattendomar som resulterar i något annat än elproduktion, fiskvandringar men också andra uppsatta mål för miljön, fisket, rekreation och turism. Konflikten kan enligt utredaren dock inte beskrivas så enkelt som att produktionen står mot miljön. En hög produktion i vattenkraftverken är positiv för klimatet, (och därmed övergripande för miljön) eftersom denna elproduktion inte bidrar till klimatförändringen. Något förenklat uttryckt vill Miljöprocessutredningen främja vattenkraftproduktionen i de största redan utbyggda vattendragen, då en stor del av svensk elproduktion genom vattenkraft sker i endast ett fåtal älvar med biflöden. Det är främst där som utredningen anser att ytterligare el ska produceras och befintlig produktion skyddas. En annan viktig del i direktivet var att reglerna om vattenverksamhet i möjligaste mån skulle samordnas med reglerna om miljöfarlig verksamhet. Utredningen lämnade därför också en rad sådana förslag.

2.2.9 Vissa punktskattefrågor med anledning av budgetpropositionen för 2010

Som aviserades i samband med budgetpropositionen (2009/10:1) föreslog regeringen i prop. 2009/10:41 ett antal förändringar inom koldioxid- och energibeskattningen. Bland annat föreslogs sänkt återbetalning av koldioxidskatten för dieselolja för jord- och skogsbruksmaskiner och slopad koldioxidskatt för bränslen som förbrukas i industrianläggningar inom utsläppshandelssystemet. Vidare föreslogs att skatten på hushållsavfall som förbränns slopas från och med den 1 oktober 2010, samt att gödselmedelsskatten slopas från och med den 1 januari 2010.

Syftet med att slopa beskattningen av gödselmedel är att stärka det svenska jordbrukets konkurrenskraft genom att kompensera för den sänkta återbetalningen för skatt på dieselolja. Regeringen föreslog samtidigt att den återföring av skatten som har skett till

jordbruksnäringen ska upphöra, men med två års fördröjning, vilket innebär att återföring (bl.a. till åtgärder i Landsbygdsprogrammet) kommer att ske både 2010 och 2011. Riksdagen beslutade i enlighet med regeringens förslag (bet. 2009/10:SkU21, rskr. 2009/10:122).

2.3 Pågående processer på mellanstatlig och EU-nivå

De viktigaste organisationerna för samarbetet i våra havsområden är HELCOM (Helsingforskommissionen som omfattar Östersjön), OSPAR (Oslo-Paris-kommissionen som omfattar Nordostatlanten), EU, IMO (FN:s globala sjöfartsorganisation) och ICES (internationella havsforskningsrådet som omfattar norra Atlanten, inklusive Nordsjön och Östersjön). Merparten av Östersjösamarbetet rörande havsmiljön är i dag mellanstatligt. Undantaget är fisket, där beslut fattas på gemenskapsbasis inom ramen för den gemensamma fiskeripolitiken.

Huvudsyftet med de mellanstatliga överenskommelserna är att reglera samarbetet mellan stater inom ett visst område, det vill säga syftet är vanligtvis inte att tvinga parterna att agera på ett visst sätt utan att samordna insatser och främja samarbete. Det ligger i sådana avtal och överenskommelsers natur att innehållet blir ett resultat av många kompromisser.

Helsingforskonventionen, som förvaltas av HELCOM, och OSPAR-konventionen, som förvaltas av OSPAR⁸, är de mellanstatliga regionala överenskommelser för havsområden i vilka Sverige ingår. Vad som kan åstadkommas när det gäller vattenförvaltningen, det vill säga kvaliteten på yt- och grundvatten samt vatten i kustzoner, kommer att ha betydelse för framgång i det mellanstatliga samarbetet. (OSPAR-konventionen behandlas inte närmare i detta sammanhang).

⁸ Formellt namn Konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten och Västerhavet. Samarbete mellan Kommissionen och 15 stater: Belgien, Danmark, Finland, Frankrike, Tyskland, Island, Irland, Luxemburg, Nederländerna, Norge, Portugal, Spanien, Sverige, Schweiz och Storbritannien.

2.3.1 Mellanstatligt samarbete avseende vatten

Helsingforskommissionen (HELCOM) upprättades 1974 (omarbetad 1992) och innefattar i dag nio länder⁹ i Östersjöområdet samt EU-kommissionen. Ordförandeskapet roterar mellan länderna på två års basis. Sverige är ordförande 2010–2012. Ländernas miljöministrar möts på en icke regelbunden basis.

Arbetet sker huvudsakligen i fem tematiska grupper. Dessa är HELCOM MONAS som övervakar och utvärderar tillståndet i den marina miljön och effekter av vidtagna åtgärder; HELCOM LAND som arbetar med frågor kring landbaserade föroreningskällor; HELCOM HABITAT som arbetar med skydd av natur och biologisk mångfald, HELCOM MARITIME vars ansvarsområde är föroreningar från fartyg; samt HELCOM RESPONSE vars arbetsområde rör åtgärder för att förebygga och lindra effekterna av föroreningsolyckor. Arbetet består främst i att utarbeta rekommendationer för miljöarbetet i Östersjön med utgångspunkt från den samlade information om miljötillståndet som samlats in under cirka 30 år.

Baltic Sea Action Plan (BSAP)

Länderna inom HELCOM enades under november 2007 om en gemensam handlingsplan för miljöarbetet, HELCOM:s aktionsplan, också benämnd Baltic Sea Action Plan (BSAP). Denna är också tänkt att i stora delar utgöra grunden för genomförandet av EU:s marina direktiv i det regionala sammanhanget. Aktionsplanen syftar till att befästa gemensamma principer för mätning, övervakning och analys av den marina miljöns tillstånd. I aktionsplanen anges en vision för Östersjöns miljö, ett antal tydliga ekologiska målsättningar samt ett flertal operationaliserade målsättningar. Aktionsplanen bygger på att länderna utövar påtryckning gentemot varandra i stället för på bindande beslut.

Aktionsplanen utgår från ekosystemansatsen och syftar till att befästa gemensamma måttstockar för utsläpp och föroreningar samt principer för mätning, övervakning och analys av den marina miljöns tillstånd. Detta innefattar bl.a. att utarbeta indikatorer och mål för miljöövervakning samt för utvärdering av genomförandet. Ett tydligt uppföljningssystem som grundar sig på indikatorerna

⁹ Danmark, Estland, Finland, Tyskland, Lettland, Litauen, Polen, Ryssland och Sverige.

ska inrättas. Vidare ska ett ministermöte hållas under 2013 för att utvärdera de nationella programmens effektivitet. Beroende på utvärderingens resultat kommer aktionsplanen och indikatorerna att modifieras för ökad måluppfyllelse. En särskild genomförande-grupp har tillsatts för att övervaka aktionsplanens måluppfyllelse.

Aktionsplanens mål för övergödning är att inte senare än 2016 ha vidtagit åtgärder mot såväl luftburen som vattenburen belastning med näringsämnen med målsättningen att till år 2021 nå målet om god ekologisk miljöstatus. Enligt överenskommelsen ska Östersjö-länderna ta fram nationella planer för en samlad bedömning till år 2010, som ska utvärderas vid ministermötet 2013. Åtgärder som ska genomföras bestäms bl.a. utifrån det utsläppstak för fosfor och kväve och den preliminära bördefördelning mellan länderna som man enats om. Åtgärder om ökad fosforrening, begränsat användande av farliga ämnen, inrättande av principer för fysisk planering av havsområden, upprättandet av fler skyddade områden samt mål för kommersiella arter (vilket måste förhandlas inom ramen för den gemensamma fiskeripolitiken) är andra områden som länderna enats kring inom ramen för aktionsplanen.

Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan (BSAP) – Förslag till nationell handlingsplan

Fokus i BSAP är således kvaliteten på havsvattnet. Naturvårdsverket har haft i uppdrag att i samråd med Jordbruksverket och andra berörda myndigheter ta fram den nationella planen för Sverige. En första rapportering¹⁰ kom i maj 2008, och en utökad del två rapporterades i juli 2009¹¹. Naturvårdsverket konstaterar att många av de åtgärder som presenteras rymmer stora osäkerheter och stor variation samt att planen bygger på dagens bästa tillgängliga kunskap, det vill säga den kommer att behöva revideras fortlöpande. Naturvårdsverket konstaterar dessutom att flera av de föreslagna åtgärderna redan finansieras eller börjar finansieras under 2009 via havsmiljöanslaget¹². Detta motsvarar dock bara en liten del av den totala kostnad för åtgärderna som presenteras i planen.

¹⁰ Naturvårdsverket, 2008. Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan. Delrapport, Rapport 5830, Naturvårdsverket, Stockholm.

¹¹ Naturvårdsverket, 2008. Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – Förslag till nationell åtgärdsplan. Stockholm.

¹² Se avsnitt 4.4 för mer information.

De huvudsegment som planen omfattar är; *övergödning, farliga ämnen, biologisk mångfald* och *sjöfart*. Av rapporten framgår att åtgärder för att minska belastningen av närsalter (kväve och fosfor) på havet är det område som ställer störst krav, och då i första hand på jordbrukssektorn. För övergödning gäller att åtgärderna ska vara genomförda 2016 förutom för vissa åtgärder avseende avloppsvattensektorn där andra tidsplaner är fastställda. De fyra huvudområden sammanfattas på följande sätt i förslaget till åtgärdsplan¹³

Övergödning: Den största utmaningen i BSAP är att minska belastningen av näringsämnen. Sverige ska enligt den preliminära bördefördelningen mellan länderna minska sin belastning av kväve med cirka 21 000 ton och av fosfor med 290 ton per år till år 2021. För kväve gäller detta Egentliga Östersjön, Öresund och Kattegatt, medan det enligt bördefördelningen för fosfor inte krävs någon ytterligare minskning till Öresund och Kattegatt. Betinget för Sveriges del kan komma att justeras ner något.¹⁴

Eftersom en betydande del av den totala belastningen av kväve och fosfor utgörs av naturlig belastning (bakgrundsbelastning), inriktas BSAP på de antropogena¹⁵ källorna. Det handlar i huvudsak om utsläpp från jordbruket och kommunala reningsverk. Också enskilda avlopp, skogsindustrin och skogsbruket bidrar, men i lägre grad. Dessutom står utsläpp till luft för en betydande del av den antropogena belastningen.

De åtgärder som nu redovisas innebär en möjlig minskning av belastningen med cirka 15 500 ton kväve och cirka 170 ton fosfor. Det krävs alltså ytterligare åtgärder, och det även för att klara eventuella nya lägre belastningsvärden. Åtgärds katalogen är mycket omfattande, framför allt i fråga om jordbruket, med allt från utökad areal för skyddszoner och biogasproduktion av flytgödsel till fler våtmarker i odlingslandskapet. Bland övriga åtgärder mot övergödning finns ökad kväverening i reningsverk, minskade närsaltsutsläpp från industrin, främst skogsindustrin, minskade kväioxidutsläpp till luft från industri, vägtrafik och sjöfart, förbättrad rening av enskilda avlopp och storskalig musselodling. Åtgärderna ska i huvudsak vara genomförda senast 2016. Det är

¹³ Naturvårdsverket, 2008. Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – Förslag till nationell åtgärdsplan. Stockholm.

¹⁴ När detta skrivs pågår förhandlingar om att revidera belastningsberäkningarna.

¹⁵ Med detta menas att de är ett resultat av mänsklig aktivitet, t.ex. odling, toalettspolning m.m.

tveksamt om detta låter sig göras med tanke på att t ex prövning av reningsverk och industrier tar lång tid.

Farliga ämnen: En del av planens åtgärder mot farliga ämnen är starkt knutna till EU-arbetet, och genomförandet är beroende av EG-lagstiftningen på detta område. För flera av de prioriterade giftiga ämnena kan utsläpp vara större från länder som Sverige och Finland än från länderna i det tidigare östblocket. Exempel på sådana ämnen är perfluorerade¹⁶ ämnen

Beräkningarna av användning och utsläpp av de ämnen som prioriterats i planen är mycket osäkra. Detsamma gäller kunskapsområdet om vilka effekter dessa ämnen kan ha på livet i havet. En viktig del av planen handlar därför om att förbättra kunskaperna om spridningen av giftiga ämnen i Östersjön och att ta fram verktyg för att bättre kunna kartlägga eventuella skadeverkningar.

Biologisk mångfald och fiske: Segmentet biologisk mångfald, inklusive fiske, innehåller åtgärder av olika karaktär. Många ska genomföras i samarbetet inom olika internationella organisationer. De åtgärder som föreslås inom området biologisk mångfald är inriktade på bl.a. marina skyddsområden och utveckling av kunskapsunderlag i form av marina landskaps- och habitatkartor.

En betydande del av åtgärderna inom fisket hänger samman med Sveriges åtagande inom den gemensamma fiskeripolitiken, GFP. De innehåller bl.a. skydds- och förvaltningsåtgärder som t.ex. fiskefria områden, förvaltningsplaner för torsk och ål och förbättrad övervakning.

Sjöfart och fiske: Många av aktiviteterna i sjöfartsavsnittet utvecklas i HELCOM:s arbetsgrupper Maritime och Respons och är till sin karaktär gränsöverskridande. Det gäller t.ex. frågor om fartyg i sjönöd, om oljespill eller om olika övervakningssystem. Ett fåtal åtgärder är rent nationella till sin karaktär. Däribland kan nämnas att ta hand om marint skräp. Av stor betydelse för hela Egentliga Östersjön är att minska sjöfartens utsläpp av kväveoxider i rökgaserna.

¹⁶ Kemiska föreningar som används till bl.a. impregnering av textilier.

2.3.2 Den gemensamma jordbruks- och fiskeripolitiken

EU- länderna har samordnade regelverk för jordbruk och fiske. Den gemensamma jordbrukspolitiken och den gemensamma fiskeripolitiken både påverkar och påverkas av ramdirektivet för vatten och genomförandet av det marina direktivet. Eftersom både ramdirektivet för vatten och det marina direktivet är lagligt bindande för medlemsstaterna kan det innebära att EU blir tvunget att anpassa jordbruks- och fiskeripolitiken för att leva upp till kraven. Både jordbrukspolitiken och fiskeripolitiken är föremål för översyn inför den nya budgetperioden från och med 2014.

Den gemensamma jordbrukspolitiken

Den gemensamma jordbrukspolitiken har varit föremål för en rad reformer, och uppföljningar kopplade till dessa, genom åren. Efter den senaste reformen (2003 års reform) är gårdsstödet den främsta beståndsdel i den s.k. pelare I. Gårdsstödet infördes i Sverige år 2005, och innebar inte att jordbruket blev mindre stödberoende men innebar ett nytt sätt att fördela pengarna till jordbrukarna på. De tidigare areal- och djurbidragen omvandlades till ett inkomststöd som betalas ut till åker- och betesmark utan några krav på att produktion måste bedrivas på gården. Dessutom infördes i samband med reformen s.k. tvärvillkor som lantbrukaren blev tvungen att uppfylla för att erhålla gårdsstöd och miljöersättningar. Tvärvillkoren består dels av lagstiftning som en följd av EU-direktiv bl.a. vattendirektivet och nitratrektivet och dels av nationellt utformade skötsel- och miljökrav.

2003 års reform innebar också att Pelare II, där landsbygdsförordningen¹⁷ ingår (och där krav på medfinansiering från medlemsstaterna ställs), utökades genom så kallad modulering genom att medel fördes över från Pelare I till riktade åtgärder i respektive medlemsstats landsbygdsprogram. I landsbygdsprogrammen ges bl.a. ersättningar för miljöåtgärder som går utöver vad god jordbrukssed och lagstiftning kräver.

För nuvarande programperiod öppnades genom landsbygdsförordningens artikel 38 en möjlighet att bevilja ersättningar även till lagstiftade åtgärder om det finns en koppling till genomförandet

¹⁷ 1698/2005 EG Rådets förordning av den 20 september om stöd för landsbygdsutveckling från Europeiska jordbruksfonden för landsbygdsutveckling.

av vattendirektivet. Åtgärderna ska i så fall framgå av åtgärdsplanerna och föreskriva stora förändringar i fråga om markanvändning och eller stora restriktioner i fråga om jordbruksmetoder som leder till betydande inkomstförluster. Ersättningen ska betalas ut på årsbasis per hektar. Ersättningsbeloppen kan högst vara 500 euro under en period på högst fem år och därefter 200 euro. I dagsläget kan inte artikel 38 användas i Sverige.¹⁸

I samband med översynen av 2003 års reform, även kallad ”hälsokontrollen”, fick varje medlemsstat en viss frihet att välja hur resultatet av hälsokontrollen skulle genomföras i det egna landet. Hälsokontrollen innehöll beslut om en ökning av den obligatoriska moduleringen, det vill säga ytterligare medel skulle föras från gårdsstöden till Landsbygdsförordningen. EU hade tidigare beslutat att dessa medel skulle öronmärkas för åtgärder som bl.a. rörde klimatinsatser, produktion av förnybar energi, förbättrad vattenförvaltning och bevarande av biologisk mångfald, de s.k. nya prioriteringarna.

Aktuellt landsbygdsprogram i Sverige är Landsbygdsprogram för Sverige 2007–2013¹⁹ och från och med den 1 januari 2010 ska landsbygdsprogrammet också omfatta en lista över de åtgärder som motsvarar de nya prioriteringarna samt en tabell som anger den totala gemenskapsfinansieringen av dessa åtgärder.

Det svenska förslaget till tillämpning av hälsokontrollen²⁰ innebär till exempel ytterligare satsningar samt omfördelning av medel inom det befintliga programmet på kompetensutveckling, mer pengar till investeringsstöd samt en höjning av ersättningsnivån för vissa miljöersättningar samt i vissa fall en utvidgning av områden där ersättning kan beviljas och miljöinvesteringar. Den genomsnittliga årliga förstärkningen av det svenska landsbygdsprogrammet för åren 2010–2013 blir 215 miljoner kronor. Nuvarande genomsnittliga årliga budget för programmet är knappt 5 miljarder kronor.

För Sveriges del handlade ändringarna i nuvarande Landsbygdsprogram 2007–2013 främst om att öka ersättningsnivåer och ramar för redan existerande åtgärder för att få en högre anslutning till

¹⁸ Kommissionen har utarbetat riktlinjer och dessa har presenterats på RDC (Rural Development Committé). Länderna hade en del synpunkter på dessa och bl.a. stödbeloppen. Riktlinjerna ska komma upp till diskussion igen. Beslut kommer ev. under januari 2010. Därefter krävs troligen att åtgärden föreslås i åtgärdsprogrammen.

¹⁹ Landsbygdsprogram för Sverige 2007–2013, Jordbruksdepartementet. Se vidare kapitel 4 för åtgärder i programmet.

²⁰ Förslag till ändring av Sveriges landsbygdsprogram för perioden 2007–2013, Programändring nr 6, PM från Jordbruksdepartementet, 2009 (Dnr Jo 2007/3215 m.fl.).

åtgärderna och nå uppställda mål. Dessutom har i vissa fall området där ersättning kan beviljas utökats för att ytterligare kunna minska utsläppen av växtnäringsämnen till havet. De nya åtgärder som föreslås är få men framför allt riktade mot utmaningen vattenkvalitet.²¹

Effekter av jordbrukspolitiken på vattenkvaliteten

Historiskt sett har den gemensamma jordbrukspolitiken huvudsakligen bestått av produktionsstöd som stimulerat produktionen och därmed användning av gödselmedel och växtskyddsmedel. De senaste tre reformerna (MacSharry reformen, Agenda 2000 och 2003 års reform) har successivt minskat kopplingen till produktionen. Marknadsprisstödet är i dag av mindre betydelse. Införandet av miljöstöd med MacSharry reformen innebar möjligheter för medlemsstaterna att utnyttja jordbrukspolitiken för att förbättra miljön. I Sverige har en del av dessa pengar använts för att förbättra vattenkvaliteten bl.a. genom miljöersättningar och rådgivning.

Effekterna av tvärvillkoren på vattenkvaliteten beror på hur lantbrukarna reagerat på de högre sanktioner som stödindragningar och indragningar av ersättningar innebär om man inte följer de regler som införlivats från bl.a. nitratdirektiv och olika vattendirektiv. Det saknas studier om hur stora dessa effekter är.

Den gemensamma fiskeripolitiken

Den gemensamma fiskeripolitiken är gemenskapens instrument för fiskeriförvaltning och är en fullt utvecklade gemenskapspolitik. Det innebär att alla EU-länder omfattas av samma bestämmelser. GFP reglerar alla aspekter på fisket, från havet till konsumenten. Till exempel fattar EU-länderna gemensamma beslut för fiskekvoterna i EU:s vatten, inklusive svenska vatten.

Fiskeripolitiken omfattar strukturpolitik, resurspolitik, marknadspolitik, relationer med tredje land och fiskerikontrollen. Den gemensamma fiskeripolitiken ska garantera att levande vattenresurser utnyttjas på ett sätt som skapar ekonomisk, miljömässig och social hållbarhet. Några av EU:s uttalade mål är att stegvis införa en ekosystembaserad fiskeförvaltning, bidra till ett ända-

²¹ Se vidare avsnitt 5.3.

målsenligt fiske inom en konkurrenskraftig och lönsam industri, se till att de som är beroende av fisket får en skälig levnadsstandard och ta hänsyn till konsumenternas intressen.

Inom fiskeripolitiken finns på samma sätt som inom jordbrukspolitiken vissa ekonomiska stöd.²² EU-stöd till fiskerinäringen kommer från Europeiska fiskerifonden (EFF). Varje medlemsstat tar fram ett operativt program, som beskriver hur länderna ska använda medlen och vilka resultat man vill nå.²³ I det svenska operativa programmet, fiskeprogrammet finns möjligheter till bidrag till fiskevårdande projekt med bäring på ramdirektivet för vatten framför allt inom prioriterat område 3 och åtgärden ”Skydd och utveckling av den akvatiska faunan och floran”, (artikel 38).

Effekter av fiskeripolitiken på vattenstatusen

Fiskeripolitiken har under många år innehållit beslut om höga fiskekvoter, en kombination av åtgärder som gynnat hög fångstkapacitet och bränslesubventioner (fisket är undantaget från diesel-skatt). Europeiska kommissionen presenterade i april 2009 en grönbok om den gemensamma fiskeripolitikens framtid. I grönboken konstateras att den gemensamma fiskeripolitiken inte uppfyller sin målsättning om ett långsiktigt hållbart fiske. Skälen är bl.a. att kvoterna i många fall fastställs högre än vad den vetenskapliga rådgivningen rekommenderar och att överkapaciteten i den europeiska fiskeflottan inte har reducerats i tillräcklig omfattning.

Fiskeripolitiken påverkar vattenkvaliteten i kustzonerna genom den effekt fiskeripolitiken har på t.ex. torskbeståndet. När torsken fiskas ner hårt i Östersjön breder skarpsillen ut sig såväl geografiskt som numerärt. Skarpsillen lever av djurplankton och konkurrerar därmed om födan med fiskyngel. Fiskyngel är beroende av god tillgång på djurplankton i sina unga stadier och kan dö till följd av svält på grund av det ovan beskrivna sambandet. Förutom att abborre och gädda (plus ett antal vitfiskar längre ut i kustområdena) gått starkt tillbaka så innebär detta att växtplankton fritt kan tillgodogöra sig näringsämnen kväve och fosfor i vattnet.

²² Enligt rådets förordning (EG) 1198/2006 av den 27 juli 2006 om Europeiska fiskerifonden samt kommissionens förordning (EG) nr 498/2007 om tillämpningsföreskrifter för rådets förordning (EG) nr 1198/2006 om Europeiska fiskerifonden.

²³ Nu gällande program är Operativt program för fiskerinäringen i Sverige 2007–2013, Fiskeriverket.

Detta är ett av skälen till den ökade algblomningen i Östersjön under senare år²⁴. Fiske på toppredatorer i insjöar kan antas få liknande effekter.

Torskfisket regleras av den gemensamma fiskeripolitiken, och ovanstående samband innebär att överfiske i dag kan ses som en miljöfråga likväl som en näringsfråga. Utfiskning har i princip lämnats därhän av vattenmyndigheterna som ett av miljöproblemen, men som framgick ovan kan det ha en avgörande inverkan på den ekologiska statusen.

2.4 Analys och slutsatser – vad har gjorts tidigare och vad pågår?

Vattenrelaterade miljöproblem behandlas i nationella miljömål, i olika direktiv och internationella avtal i parallella processer där det är svårt att överblicka vem som gör vad och vad som i slutändan uppnås i form av bättre vattenkvalitet, vare sig det gäller havet eller de landbaserade vattenförekomsterna. Kraven skärps fortlöpande, vilket bl.a. framgår av pågående arbete med vattenförvaltning, det marina direktivet, BSAP, översynen av jordbruks- och fiskeripolitiken och Vattenprisutredningens uppdrag. Det finns en tydlig koppling mellan dessa processer då de påverkar varandra, har likartade övergripande mål, tillgång till samma åtgärder och (troligen) samma problem med att få åtgärderna att komma till stånd, dvs. behov av effektiva styrmedel.

Det faktum att det finns överlappande krav på åtgärder, övervakning och kontroll mellan ramdirektivet för vatten och det marina direktivet gjorde att Havsmiljöutredningen föreslog att en central förvaltningsmyndighet borde få ansvar för de samlade havs- och vattenmiljöfrågorna. En utredning tillsattes den 10 september 2009 med uppgift att utreda frågan om en myndighet för havs- och vattenmiljöfrågor (Dir. 2009:64) som ska leda det i dag splittrade ansvaret för förvaltningen av havs- och vattenmiljöerna i Sverige. Detta framstår som ett viktigt steg för ett effektivare arbete med vattenförvaltningen. Utredningen lämnade sitt betänkande *En myndighet för havs- och vattenmiljö* (SOU 2010:08).

²⁴ "Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine eco-system", Proceedings of the Royal Society B, Michele Casini et al., 2007
<http://www.sportfiskarna.se/artikelsida/tabid/78/smid/385/ArticleID/64/refstab/37/Default.aspx>

En rad utredningar som bl.a. behandlar frågan om vattenanvändarnas ansvar för miljöpåverkan har föregått Vattenprisutredningen. Utgångspunkterna har dock inte varit de samma. Bl.a. är kopplingen till prispolitik enligt artikel 9 oklar både vad avser Utredningen om avrinningsområden och Utredningen Svensk Vattenadministration. Båda tar som utgångspunkt att resurser kommer att behövas för att vattenförvaltningens mål ska nås, och föreslår därför avgifter på vatten i finansieringssyfte. Hur mycket och vad som skulle finansieras med avgifterna är dock oklart. Utredningen Svensk Vattenadministration tog dock en ambitiös ansats när det gällde att utreda olika avgiftssystem, och landade i att det fanns behov av ytterligare utredningsinsatser, eftersom framför allt diffusa utsläpp var ett problem i sammanhanget. Detta problem kvarstår.

HOBBS-utredningens bedömning var att skatten på kväve i handelsgödsel hade effekt på förbrukningen av kväve i form av handelsgödsel. Skatten bidrog till att kväveutlakningen²⁵ minskade med cirka 1 500 ton, och det är därför rimligt att anta att kväveutlakningen nu kommer att öka i ungefär motsvarande grad. Den borttagna skatten kommer att få konsekvenser för både vattenförvaltningens och BSAP:s åtgärdsprogram, och möjligheten för dessa att nå målen. Även skatten på kadmium i fosfor tas bort från 1 januari 2010. Skatten har haft en styrande effekt och liksom skatten på bekämpningsmedel bidragit till att dämpa anrikningen respektive användningen av ämnena.

Många av de tidigare utredningarna har pekat på behovet av finansiering av åtgärder för att uppnå miljömålen i vattenförvaltningen. Bl.a. va-verken har, eftersom det är möjligt att avgiftsbelägga brukarna, kommit att betraktas som en möjlig finansieringskälla. Det ingår dock inte i Vattenprisutredningen uppdrag att föreslå finansieringskällor för åtgärder, utan att utreda möjligheten att införa en prispolitik på vattenområdet i enlighet med kraven i ramdirektivet för vatten eller för att nå ramdirektivets miljömål. Med prispolitik menas en statlig politik som påverkar priset på en viss resurs – vatten – och den vägen ändrar på ett önskat beteende.

²⁵ Avser rotzonsutlakning.

3 Genomförandet av ramdirektivet för vatten och tolkningen av artikel 9

Ramdirektivet för vatten trädde i kraft år 2000 och senast 2015 ska direktivets miljömål vara uppnådda. Målet är att samtliga europeiska vatten ska ha god eller hög status år 2015. Det finns dock möjlighet att senarelägga denna tidpunkt i vissa fall.

I detta kapitel beskrivs kortfattat införlivandet av ramdirektivet för vatten i Sverige. Införlivandet av artikel 9 har ifrågasatts av Kommissionen. Kommissionens kritik och Sveriges svar på denna redovisas. Därefter lägger Vattenprisutredningen fram sin tolkning av artikel 9. Kapitlet innehåller också en kort genomgång av hur några andra länder tolkat artikel 9.

3.1 Införlivande av ramdirektivet för vatten i Sverige

Ramdirektivet för vatten innehöll flera nyheter:

- En för gemenskapen samordnad reglering på vattenområdet.
- En ny förvaltningsorganisation som utgår från faktiska avrinningsområden och med en behörig myndighet.
- En ny samordnad reglering av *ytvatten* med nya miljömål. Nya rättsliga begrepp introducerades, som exempelvis en god ytvattenstatus. Miljömålen tar hänsyn inte bara till kemiska utan även till ekologiska faktorer.
- En ny samordnad reglering av *grundvatten* med nya miljömål som tar hänsyn till både kvalitativa och kvantitativa faktorer.

Vattendirektivets genomförande i Sverige baseras på miljöbalken. Ramarna läggs fast i kapitel 5 om miljö kvalitetsnormer och miljö kvalitetsförvaltning. Den närmare tillämpningen bestäms i förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

Med "vattenförvaltning" avses fortsättningsvis i betänkandet de krav på åtgärder som ramdirektivet ställer för att uppnå målet "god vattenstatus" (kemisk och ekologisk) för yt- och grundvatten samt vatten i kustzoner.

På grund av krav i ramdirektivet har Sverige delats in i fem vattendistrikt vars gränser följer naturliga huvudavrinningsområden. En länsstyrelse i varje vattendistrikt har utsetts att vara *vattenmyndighet* (behörig myndighet enligt direktivet). För varje distrikt finns också en särskild *vattendelegation* med uppgift att fatta beslut inom vattenmyndighetens ansvarsområde.

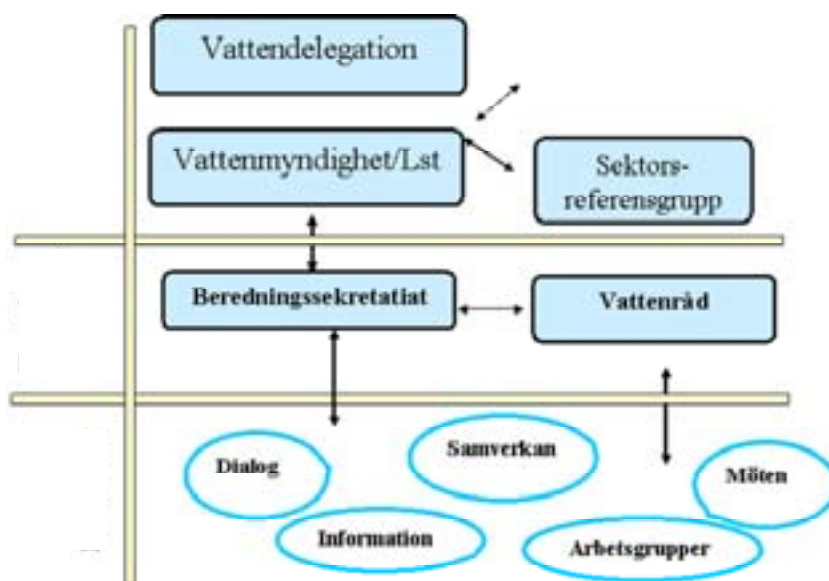
De fem vattendistrikten med residensstad för respektive vattenmyndighet är:

- Bottenviken (Luleå)
- Bottenhavet (Härnösand)
- Norra Östersjön (Västerås)
- Södra Östersjön (Kalmar)
- Västerhavet (Göteborg).

Landshövdingen i det län som ansvarar för distriktets vattenmyndighet är delegationens ordförande.

Vid samtliga länsstyrelser finns beredningssekretariat för att biträda vattenmyndigheten inom respektive vattendistrikt. Vattenförvaltningen ska ske i samverkan med alla berörda aktörer. I cirka 60 av de 119 huvudavrinningsområdena har också vattenråd bildats, främst ur befintliga s.k. vattenvårdsförbund. Vattenråden är en samverkansform där aktörer inom ett eller flera avrinningsområden kan enas om förslag på hur förvaltningen av vattenresurserna ska hanteras utifrån lokala förhållanden.

Figur 3.1 Principskiss av vattenförvaltningens organisation



Inom ett vattendistrikt ska vattenmyndigheten besluta om dels miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram, dels en förvaltningsplan. Vattenmyndigheterna har under år 2009 tagit fram förvaltningsplaner, miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram inom sina vattendistrikt, med mål att uppnå god vattenstatus i Sveriges vattenförekomster.¹

Vattenmyndigheterna ska också se till att ett program för övervakning av vattnets tillstånd i vattendistriktet finns och genomförs.

3.1.1 EG-direktiv om vattenförvaltning

Ramdirektivets konstruktion inkluderar även flera andra EG-direktiv vars mål och syften ska uppnås genom och i överensstämmelse med ramdirektivet. De åtgärdsprogram som vattenmyndigheterna tagit fram ska, förutom andra eventuella åtgärder, innefatta de åtgärder som behövs för att genomföra den samlade EG-lagstiftningen för skydd av vatten. Fyra äldre EG-direktiv om vattenfrågor kommer fortfarande att gälla efter 2015, eftersom de kom-

¹ Se vattenmyndigheterna webbplats www.vattenmyndigheterna.se

pletterar vattendirektivet, medan andra redan har upphört att gälla och vissa ska upphöra att gälla från 2013.

Direktiv som blir kvar och gäller även efter 2015 är:

- Nitratdirektivet (91/676/EEG).
- Direktivet om kvaliteten på dricksvatten (80/778/ EEG) och ändring av det (98/83/EG).
- Direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (91/271/EEG).
- Direktiv 2006/7/EG om förvaltning av badvattenkvaliteten.

Förutom dessa direktiv finns andra direktiv med koppling till vattenförvaltning, som Vattenprisutredningen enligt sitt uppdrag ska beakta. Dessa är direktivet om en marin strategi och direktivet om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor. Nedan beskrivs därför dessa översiktligt. De befinner sig i olika fas vad gäller införlivande i svensk lagstiftning.

3.1.2 Direktivet om en marin strategi²

I juni 2008 beslutade EU om ramdirektivet om en marin strategi. Målet är att EU:s marina ekosystem ska ha en god miljöstatus. *Marina direktivet* är en av fyra delar i den maritima strategin och utgör miljödelen av strategin. Direktivet liknar vattendirektivet men gäller alla EU:s marina vatten inklusive den ekonomiska zonen. Detta betyder att ramdirektivet för vatten och det marina direktivet överlappar varandra geografiskt i kustzonen.

Det marina direktivet innebär att medlemsländerna måste komma överens om definitioner för vad god ekologisk status innebär för havet och sedan ta fram åtgärder för att uppnå kriterierna för god miljöstatus i havet. Till 2020 ska alla medlemsländer ha uppnått god miljöstatus i de europeiska havsområdena. I direktivet listas elva så kallade deskriptorer som beskriver olika delar och problemområden i de marina ekosystemen. Dessa ska utgöra ramverket för bedömningen av god miljöstatus.

² 2008/56/EC.

Arbetet är uppdelat i olika faser. Under perioden 2009–2012 ska en definition av god miljöstatus utvecklas, miljöstatusen i EU:s marina vatten ska bedömas utifrån detta och miljömål ska sättas upp. Därefter ska övervakningsprogram och åtgärdsprogram utvecklas och under perioden 2016–2020 ska åtgärder genomföras. Att definiera vad detta innebär är medlemsländernas gemensamma uppgift, och senast den 15 juli 2012 ska det rapporteras vad som avses med god miljöstatus för varje region. Det yttersta ansvaret för genomförandet ligger på regeringen med Naturvårdsverket som tillfälligt ansvarig myndighet. Naturvårdsverket har nyligen avrapporterat ett uppdrag till regeringen med en grov uppskattning av vad implementeringen av direktivet kommer att kosta fram till 2012.³

För att genomföra det marina direktivet i havsregioner där miljösituationen är extra allvarlig kan pilotområden utvecklas. HELCOM-länderna⁴ har därför utvecklat Aktionsplanen för Östersjön (Baltic Sea Action Plan, BSAP) och anmält Östersjön till Kommissionen som ett pilotområde under marina direktivet (BSAP är också tänkt att utgöra grunden för genomförandet av EU:s marina direktiv i det regionala sammanhanget).

3.1.3 Direktivet om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor⁵

Direktivet om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor syftar till att öka EU:s andel förnybar energi från 8,5 till 20 procent under perioden 2005–2020. Varje medlemsstat del i ansvaret att nå detta gemenskapsövergripande mål har slagits fast i en s.k. bördefördelning. Fördelningen har inte utgått från medlemsstaternas tekniska och ekonomiska möjligheter att basera sin energitillförsel på förnybara energikällor utan från en fördelningsmodell som bl.a. beaktar bruttonationalproduktion per invånare i de olika medlemsstaterna. Alla medlemsstater måste dock uppnå en ökning med minst 5,5 procentenheter. För svensk del ställer direktivet bindande krav på att uppnå en andel om

³ Naturvårdsverket 2009-04-29. Redovisning av regeringsuppdrag 14 i Naturvårdsverkets regleringsbrev 2009 om Ramdirektivet om en marin strategi 2008/56/EC. Dnr 309-192-09 Nh.

⁴ Danmark, Estland, Finland, Tyskland, Lettland, Litauen, Polen, Ryssland, Sverige.

⁵ Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/28/EG av den 23 april 2009 om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor och om ändringar och ett senare upphävande av direktiven 2001/77/EG och 2003/30/EG.

49 procent förnybar energi år 2020. Sverige har redan i dag den i särklass högsta andelen förnybar energi i EU.

Medlemsstaterna har stor frihet att själva välja på vilket sätt målet ska uppnås: genom ökad användning av förnybar energi och/eller energieffektivisering. Om målet inte kan uppnås med inhemsk energianvändning ges möjlighet att använda de flexibilitetsmekanismer som finns i direktivet. Direktivet ställer dock ett bindande krav på att alla medlemsstater ska nå ett mål om 10 procent förnybar energi i transportsektorn till år 2020.

Medlemsstaterna ska enligt direktivet lämna en nationell handlingsplan till kommissionen senast den 30 juni 2010. Handlingsplanen ska innehålla mål för förnybar energi för sektorerna el, värme och kyla samt transporter. Planen ska också innehålla en beskrivning av de åtgärder som medlemsstaten avser att vidta för att nå målen och en tidsplan för detta. Härigenom finns det en koppling till ramdirektivet för vatten, som ställer krav på åtgärder att förbättra den ekologiska statusen i vissa sjöar och vattendrag, vilken kan vara åsidosatt på grund av kraftverksutbyggnad och dammar.

Tydliga intressekonflikter finns mellan olika politikområden angående nyttjandet av vatten. Ett sådant exempel är målkonflikten mellan vattenkraften som producent av förnybar el och vattenförvaltningens krav på återställande av vattendrag för att höja den ekologiska statusen, något som också har betydelse för turism och friluftsliv.

3.2 Artikel 9 i ramdirektivet för vatten

Vattendirektivets syfte är enligt dess ingress att bevara och förbättra vattenmiljön i unionen främst vad gäller kvalitet men också kvantitet (punkt 19). När det gäller styrmedel för att nå dit berörs i ingressen ekonomiska styrmedel. Där sägs att ekonomiska styrmedel kan vara en lämplig del av ett åtgärdsprogram (punkt 38). Vidare sägs där att principen om kostnadstäckning för vattentjänster inberäknat miljö- och resurskostnader i samband med skada och negativa konsekvenser för vattenmiljön bör beaktas, i synnerhet i enlighet med principen att förorenaren betalar. I artikel 9 i direktivet läggs sedan fram vad som ska gälla i fråga om kostnadstäckning för vattentjänster, se nedan. Direktivet ger inte några motsvarande föreskrifter för andra slag av styrmedel.

Den svenska versionen av artikel 9 i vattendirektivet lyder som följer:

Artikel 9

Täckning av kostnaderna för vattentjänster

1. Medlemsstaterna skall beakta principen om kostnadstäckning för vattentjänster inberäknat miljö- och resurskostnader, med beaktande av den ekonomiska analys som utförs enligt bilaga III och i enlighet framför allt med principen att förorenaren betalar.

Medlemsstaterna skall senast 2010 se till att:

- prispolitiken för vatten ger vattenförbrukarna tillräckliga incitament till effektiv användning av vattenresurserna och att den därigenom bidrar till miljömålen i detta direktiv,
- de olika vattenanvändningsverksamheterna, uppdelade på åtminstone industri, hushåll och jordbruk adekvat bidrar till kostnadstäckningen för vattentjänster, med utgångspunkt i den ekonomiska analys som utförts enligt bilaga III och med beaktande av principen om att förorenaren betalar.

Medlemsstaterna kan härvid beakta kostnadstäckningens sociala, miljömässiga och ekonomiska effekter liksom geografiska och klimatologiska förhållanden i den eller de regioner som påverkas.

2. Medlemsstaterna skall i förvaltningsplanerna för avrinningsdistrikten rapportera om de planerade praktiska åtgärder för att genomföra punkt 1, vilka kommer att bidra till att miljömålen i detta direktiv uppnås samt om de olika vattenanvändningsverksamheternas bidrag till en kostnadstäckning för vattentjänster.
3. Inget i denna artikel hindrar finansiering av särskilda förebyggande eller avhjälpande åtgärder för att nå detta direktivs mål.
4. Medlemsstaterna skall inte anses ha överträtt detta direktiv om de i enlighet med fastslagen praxis beslutar att inte tillämpa bestämmelserna i punkt 1 andra stycket och i samma syfte de relevanta bestämmelserna i punkt 2 för en viss vattenanvändningsverksamhet, såvida detta inte äventyrar syftena och möjligheten att uppnå målen för detta direktiv. Medlemsstaterna skall rapportera skälen till varför de inte fullt ut tillämpar punkt 1 andra stycket i förvaltningsplanerna för avrinningsdistrikten.

Under 2005 efterfrågade vattenmyndigheterna och Naturvårdsverket i skrivelser till regeringen en utredning för att få frågan om möjligheten att införa en prispolitik belyst⁶. Vattenmyndigheterna framförde i sin skrivelse att frågan om prispolitik för vattentjänster bör utredas och framhöll bl.a. att ”ett sådant prissystem bör internalisera så många kostnader för vattentjänster som är administrativt och praktiskt möjligt.” I Naturvårdsverkets skrivelse efterfrågades en utredning om hur en prispolitik som styr mot full kostnadstäckning för både vattentjänster och vattenanvändning kan införas; detta för att öka möjligheterna till ett kostnadseffektivt genomförande av direktivet och dess mål.

I en skrivelse till regeringen⁷ i maj 2009 tar vattenmyndigheterna åter upp frågan om införandet av en samlad prispolitik för vattenanvändning.

Vidare har Sveriges införlivande av artikel 9 satts i fråga av EU-kommissionen. Det finns därför skäl att gå igenom innebörden av artikel 9 relativt utförligt. Vattenprisutredningen redovisar först kommissionens kritik och Sveriges svar på denna. Därefter lägger utredningen fram sin tolkning av artikel 9.

3.3 Sveriges införlivande av artikel 9 har ifrågasatts av Kommissionen

Enligt artikel 9.1 första stycket ska medlemsstaterna beakta principen om kostnadstäckning för vattentjänster inberäknat miljö- och resurskostnader, med beaktande av den ekonomiska analys som utförs enligt bilaga III och i enlighet framför allt med principen att förorenaren betalar.

Principen om kostnadstäckning för vattentjänster definieras inte i direktivet. Däremot definieras uttrycket vattentjänster i artikel 2 p. 38. Vattentjänster är

alla tjänster som tillhandahåller hushåll, myndigheter eller någon slags ekonomisk verksamhet a) uttag, uppdämning, lagring, rening och distribution av ytvatten eller grundvatten b) insamling och rening av avloppsvatten som senare släpps ut till ytvatten.

⁶ Dnr M2005/3798/Na.

⁷ Genomförande av åtgärdsprogram och andra åtgärder för god vattenstatus inom vattenförvaltningen – 48 punkter för en bättre vattenkvalitet. Skrivelse, Länsstyrelsen Västmanland, Dnr 537-5091-09, 2009-05-09.

EU-kommissionen hävdar i en formell underrättelse den 13 november 2007 bl.a. att Sverige inte vidtagit åtgärder som är tillräckliga för att på ett adekvat sätt förbereda genomförandet av skyldigheterna som följer av artikel 9 i direktivet vad gäller vattentjänster.

Kommissionen anser att artikel 2.38 a), utöver olika former av ingrepp i naturliga förhållanden som gäller tillhandahållande av vatten för konsumtion av människor och för industrins och jordbrukets behov, även gäller uppdämning och lagring för andra former av användning som t. ex. vattenkraft, översvämningsskydd och navigering (med navigering avses sannolikt sjöfart).

Definitionen av vattentjänster gäller enligt Kommissionen alla former av tjänster som gäller ingreppen som räknas upp i punkterna a) och b) vilket skulle peka på ett brett tillämpningsområde vad avser de tjänster som avses. Kommissionen anser att dess uppfattning bekräftas vid en undersökning av direktivets kontext och syfte, särskilt vad gäller bestämmelserna i artikel 9. Kommissionen redovisar dock ingen sådan undersökning närmare.

Det vore enligt Kommissionen oförenligt med direktivet att ge en snäv innebörd till den första delen av definitionen av vattentjänster. Det skulle begränsa det bidrag prispolitiken kan ge till direktivets miljömål. Kommissionen anser också att konkurrensen påverkas mellan de vattenanvändare som avkrävs kostnadstäckning och övriga vattenanvändare.

Sverige har lämnat ett svar daterat den 13 februari 2008 på den formella underrättelsen. Där framhålls bl.a. att definitionen i 2.38, dvs. "vattentjänster", motsvarar vad som i svensk rätt i 2 § lagen (2006:412) om allmänna vattentjänster definieras som "vattenförsörjning och avlopp", vilket enligt svaret är en vid beteckning för alla de tjänster avseende vattenförsörjning och avlopp som omfattas av den lagens bestämmelser. Slutsatsen är att Sverige införlivat definitionen av vattentjänster på ett korrekt sätt.

I sitt svar går Sverige vidare igenom hur artikel 9 införlivats. Därvid framhålls bl.a. att vattentjänstlagen innebär att förbrukarnas avgifter ska motsvara full kostnadstäckning, också för reningen. När det gäller miljökostnader påpekas i svaret att verksamhetsutövare i tillstånd till miljöfarlig verksamhet åläggs att vidta de skyddsåtgärder och försiktighetsmått som behövs av hälso- och miljöskäl och att de får stå för kostnaderna. Vidare framhålls att skatter och avgifter används som styrmedel i viss utsträckning, bl.a. på handelsgödsel (skatten på handelsgödsel är dock numera upphävd) och bekämpningsmedel.

I svaret uttalas också att prispolitiken

ger incitament till effektiv användning av vattenresurserna. Prispolitiken innebär också att industri, hushåll och jordbruk bidrar adekvat till kostnadstäckningen och att priset speglar resurskostnaderna. Detta gäller såväl när förbrukaren använder egna vattenresurser som när vattnet köps in.

Vidare sägs:

Överexploatering kan dock förekomma i mycket begränsad utsträckning och därmed en risk för vattenbrist. I sådana fall är dock användningen i princip tillståndspliktig. Tillstånden, med villkor, ska i så fall utformas så att någon vattenbrist inte uppstår och att ett hållbart uttag säkerställs.

Slutsatsen i Sveriges svar är att Sverige har en prispolitik för vatten som är förenlig med artikel 9. Kommissionen har hittills inte lämnat någon reaktion på Sveriges svar.

3.4 Tolkingen av artikel 9

Vattenprisutredningen behandlar i det följande frågan hur artikel 9 ska förstås och i vilken utsträckning Sverige uppfyller artikelns krav.

3.4.1 Kostnadstäckning för vattentjänster – artikel 9 punkt 1 första stycket

Enligt artikel 9 första stycket ramdirektivet för vatten ska medlemsstaterna beakta principen om kostnadstäckning för vattentjänster inberäknat miljö- och resurskostnader, med beaktande av den ekonomiska analys som utförs enligt bilaga III och i enlighet framför allt med principen att förorenaren betalar.

Principen om kostnadstäckning för vattentjänster definieras inte i direktivet. Principen om kostnadstäckning nämns i motiveringarna för direktivet i dess ingress (38) men i samma ordalag som sedan återkommer i artikel 9. Ingressen ger alltså ingen vägledning för tolkningen.

Att principen ska beaktas betyder ungefär att hänsyn ska tas till den. Oavsett innebörden behöver den alltså inte följas exakt och undantagslöst. Det är vidare oklart bl. a. om alla fasta och rörliga

kostnader behöver täckas eller om det räcker med att t.ex. marginalkostnaderna täcks. Den senare tolkningen kan vara att föredra av effektivitetsskäl men den förra ligger närmast ordalydelsen. Det står däremot klart att miljökostnader och resurskostnader ska täckas liksom övriga kostnader. Slutligen måste detta ske så att förorenaren betalar de kostnader denne orsakar, i vart fall som huvudregel. Hur den ekonomiska analysen enligt bilaga III ska beaktas behandlas senares.

Det kan noteras att kravet på kostnadstäckning bara gäller vattentjänster. Det omfattar alltså inte det vidare begreppet "vattenanvändning", som är vattentjänster och all annan verksamhet som har en väsentlig effekt på vattenstatusen (se artikel 2.39).

Vattentjänster

Medan innebörden av kostnadstäckning inte förklaras i direktivet ger det i artikel 2.38 en definition av uttrycket vattentjänster. Vattentjänster är

alla tjänster som tillhandahåller hushåll, myndigheter eller någon slags ekonomisk verksamhet a) uttag, uppdämning, lagring, rening och distribution av ytvatten eller grundvatten b) insamling och rening av avloppsvatten som senare släpps ut till ytvatten.

Tolkningen av "vattentjänster" vållar trots definitionen problem. Det är nämligen svårt att hitta någon tjänst som regelmässigt omfattar såväl uttag som uppdämning, lagring, rening och distribution. Va-verkens vattenförsörjning kräver uttag, lagring, rening och distribution av vatten men inte nödvändigtvis dämning. Används ytvatten som råvatten kan uppdämning förekomma, t. ex. av Mälaren, men är inte typisk vid ytvattentäkter i Sverige. Råvatten från grundvatten däms inte upp i Sverige. Gäller vattenanvändningen konstbevattning av jordbruksmark används vanligen naturliga vattenförekomster och då behövs normalt inte rening. När vatten används för kraftproduktion eller sjöfart behövs inte rening eller distribution.

Det är alltså svårt att hitta någon form av vattenanvändning som genomgående innefattar vattentjänst enligt direktivets definition. Med tanke på svårigheterna att tillämpa principen om kostnadstäckning av vattentjänster enligt definitionens ordalydelse bör en

friare tolkning som tar hänsyn till direktivets syfte övervägas. Syftet med direktivet är enligt artikel 1 att upprätta en ram för vattenskyddet för att bl.a. hindra ytterligare försämringar och skydda och förbättra statusen hos akvatiska ekosystem samt främja en hållbar vattenanvändning baserad på ett långsiktigt skydd av tillgängliga vattenresurser och därigenom bidra till t.ex. tillräcklig tillgång till ytvatten och grundvatten av god kvalitet som behövs för en hållbar, balanserad och rättvis vattenanvändning. Väl förenligt med detta syfte är att kravet på kostnadstäckning ska omfatta alla tjänster som inbegriper uttag *eller* uppdamning *eller* lagring *eller* rening *eller* distribution. Enbart ett av de olika momenten i artikel 2.38 a) skulle i så fall behöva föreligga för att det skulle röra sig om vattentjänster. En sådan vid tolkning går dock långt utöver ordalydelsen i definitionen. Ytterligare tolkningsalternativ bör därför övervägas.

Om man fortfarande vill utgå från syftet med bestämmelsen kan man ta fasta på hushållningsaspekten. Vattenbrist förorsakad av överuttag stimulerade av låga avgifter på offentliga leveranser till förbrukarna framstod som ett av de allvarligaste vattenproblemen under förhandlingarna om direktivet. Vikten av att lösa problemet vid tillämpningen av ramdirektivet för vatten har understrukits när frågor om vattenbrist diskuterats bl.a. inom EU:s ministerråd. För att minska vattenbrist kan kostnadstäckning av vattentjänster krävas för verksamheter som förbrukar vatten så att brist uppstår. Dit hör konstbevattning i jordbruket, vissa industrier samt mottagare av leveranser från vattenverk, t.ex. hushåll och kommersiella verksamheter inklusive industrier utan egen vattenförsörjning. I dessa fall är prissättning med full kostnadstäckning av i vart fall miljö- och resurskostnaderna ofta ett lätt användbart och effektivt instrument för att förbättra vattenhushållningen.

Vatten som används för sjöfart eller vattenkraftproduktion eller vallats in för att motverka översvämningar förbrukas inte på samma sätt som i de nyss nämnda fallen. Kanaldrift, vattenkraftproduktion etc. medför således inga nämnvärda resurskostnader så krav på kostnadstäckning för att förbättra vattenhushållningen saknar mening i sådana fall.

Inte heller en tolkning grundad på om vatten förbrukas eller ej stämmer helt med ordalagen men är mycket väl förenlig med direktivets syfte. Den förefaller möta minst invändningar av tänkbara tolkningar.

Begreppet vattenanvändning har en vidare definition än vattentjänster. Det omfattar enligt artikel 2.39 såväl vattentjänster som alla annan vattenanvändning som har en väsentlig effekt på vattenstatusen enligt artikel 5 och bilaga III. Kravet på kostnadstäckning gäller dock inte vattenanvändning utan bara vattentjänster.

Vidare bör frågan ställas om artikel 9.1 första stycket omfattar någon som förbrukar eget vatten. Eftersom vattnet då inte "tillhandahålls" någon bör svaret bli nej.

Uppfyller Sverige kravet på kostnadstäckning för vattentjänster – utredningens tolkning

Med den sistnämnda tolkningen som utgångspunkt, dvs. att vattentjänsten innebär att vattnet påverkas så mycket att det med vanligt språk förbrukas, kan konstateras att det för Sveriges del främst är va-verkens vattenleveranser som bör ses som vattentjänster. Detta stämmer med Sveriges svar till Kommissionen. Där hävdas att artikel 2.38 avser att beskriva vatten- och avloppsverksamhet varvid a) gäller vattenförsörjning och b) avlopp. Denna tolkning av a) framstår alltså enligt Vattenprisutredningens mening som rimlig för svenska förhållanden. Att b) gäller avlopp är oomtvistat.

I det svenska svaret nämns inte jordbruksbevattning som ju liksom vattenförsörjning kan sägas förbruka vatten. Vattenleveranser till jordbruket är dock försumbara i Sverige.

Med utgångspunkt från att direktivets krav på kostnadstäckning av vattentjänster för svensk del gäller tillhandahållande av vatten och avlopp bör frågan ställas om Sverige uppfyller kravet.

Lagen (2006:412) om allmänna vattentjänster (vattentjänstlagen) innebär att förbrukarnas avgifter inte får överskrida vad som behövs för att täcka nödvändiga kostnader för att ordna och driva anläggningen.

I propositionen 2005/06:78 Allmänna vattentjänster sägs följande:

Det finns inget hinder mot att kommunerna skattefinansierar sin va-verksamhet, men en hög grad av skattefinansiering kan komma i konflikt med de intentioner som det s.k. ramdirektivet för vatten ger uttryck åt. I takt med att merparten av kommunerna strävar mot en full avgiftsfinansiering av va-verksamheten blir denna konflikt dock allt mindre. Enligt uppgift från branschorganisationen Svenskt vatten ("Fakta om vatten och avlopp", 2001) täcker den sammanlagda va-avgiften för hela landet 99 procent av verksamhetens kostnader och

den återstående procenten täcks via kommunalskatten. Sett över alla kommuner har ungefär 65 procent täckt sina kostnader fullt ut med avgifter och en entydig trend pekar på att det kommer att bli så på fler ställen. Alla de större kommunerna har en sådan full kostnadstäckning. Med hänsyn särskilt till denna utveckling finns inte nu skäl att i lagen införa krav på full avgiftsfinansiering.

Enligt uppgifter från branschorganisationen Svenskt Vatten ligger den verkliga kostnadstäckningen nära 100 procent; det kan förekomma att vissa glesbygdskommuner skattefinansierar en del kostnader för va-utbyggnad.

Medan större vattenverk normalt ingår i en allmän va-anläggning och då faller under vattentjänstlagen ägs och drivs mindre vanligen som gemensamhetsanläggningar eller i annan form av privat karaktär. De som utnyttjar vattenleveranserna och reningen av avloppsvattnet betalar kostnaderna. I glesbygden har vanligen hushållen eget vatten och avlopp. Några offentliga subventioner ges inte i någondera fallet.

Kraven i artikel 9.1 första stycket på kostnadstäckning och på att förorenaren ska betala torde alltså vara uppfyllda.

Uppfyller Sverige kravet på kostnadstäckning för vattentjänster – en vidare tolkning

Frågan bör emellertid också ställas hur Sverige uppfyller kraven i artikel 9.1 första stycket om vattentjänster ges en vidare tolkning än den Vattenprisutredningen förespråkar men som ligger mer i linje med Kommissionens uppfattning.

Uppdämning och lagring för kraftproduktion är en viktig verksamhet i Sverige. Ofta svarar det företag som producerar elkraft också för uppdämning och lagring av det vatten som används för produktion men då är det knappast fråga om ett tillhandahållande enligt artikel 2. 38. Det uttrycket förutsätter att någon fysisk eller juridisk person tar emot vattnet. Interna leveranser i ett företag bör alltså falla utanför tillämpningen. Det är vidare vanligt att särskilda regleringsföretag sköter uppdämning och lagring åt andra företag som äger kraftstationer och producerar elkraft. Här är det fråga om att ”tillhandahålla” och kravet på kostnadstäckning enligt artikel 9 bör gälla. Veterligen får regleringsföretagen avgifter av mottagarna som täcker kostnaderna. Någon offentlig subvention av uppdämning och lagring för kraftproduktion förekommer inte. Det kan

tilläggas att miljökostnaderna enligt miljöbalken ska täckas av förorenaren/verksamhetsutövaren på så sätt att denne på egen bekostnad vidtar skyddsåtgärder och ersätter skadelidande. Om vattenmyndigheternas miljökvalitetsnormer innebär att miljökostnaderna inte täcks fullt ut ska detta enligt ramdirektivet rättas till genom de åtgärdsprogram som just har beslutats. Med det förtydligandet blir slutsatsen att Sverige uppfyller artikel 9 när det gäller kraftproduktion.

Vatten används också för transporter i kanaler och slussar men det tillhandahålls inte någon på villkor som strider mot kravet på kostnadstäckning. Uppdämning och lagring av vatten för att tillhandahållas för jordbruksbevattning förekommer så vitt känt inte i Sverige utan jordbruken använder resurser de själva har rådighet över. Industrin använder eget vatten eller får leveranser från verk.

Även med en vidare tolkning av vattentjänster bör alltså den svenska tillämpningen vara förenlig med direktivet.

WATECO om vattentjänster m.m.

EU:s medlemsländer, Norge och EU-kommissionen har utvecklat en gemensam strategi för att understödja ramdirektivet för vatten. Därvid bildades en informell arbetsgrupp kring direktivets ekonomiska frågor (kallad WATECO). Gruppen utarbetade en icke bindande handledning med titeln ”Ekonomi och Miljö. Inför utmaningen att genomföra vattendirektivet”. Vattendirektörerna i EU:s medlemsländer gav detta vägledningsdokument sitt godkännande vid ett informellt möte i juni 2002.

I dokumentet behandlas ”vattentjänster” och ”vattenanvändning” men några avgörande bidrag till tolkningen ges knappast. Där nämns dock att diffus förorening av ytvatten eller grundvatten inte är en vattentjänst enligt definitionen i artikel 2. Vidare sägs bl.a. att sjöfart, vattenkraftproduktion, hushåll, jordbruk och industriell verksamhet är viktiga vattenanvändningar.

3.4.2 Kostnader för vattentjänster som ska täckas enligt artikel 9

Som framgår ovan ska principen om kostnadstäckning för vattentjänster förutom de finansiella kostnaderna också omfatta miljö- och resurskostnader, med beaktande av den ekonomiska analys som utförs enligt bilaga III och i enlighet framför allt med principen att förorenaren betalar.

När det gäller täckningen av *miljökostnader* tillämpas i Sverige miljöbalken. Beträffande miljöpåverkan åligger det verksamhetsutövaren att vidta sådana skyddsåtgärder att verksamheten klarar miljöbalkens hänsynsregler. Detta föreskrivs som villkor i tillstånden för va-verk och andra anläggningar som prövats enligt balken, dvs. punktkällor. Sådana villkor som reglerar utsläpp av avloppsvatten ska också uppfylla krav i EU:s direktiv om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse.

Vanligen torde villkoren innebära att också ramdirektivets krav på god status uppfylls. Annars måste åtgärder vidtas så att god status nås. Av vattenmyndigheternas åtgärdsprogram framgår vad som behöver göras. Det åligger verksamhetsutövaren att svara för åtgärderna på egen bekostnad.

Beträffande *resurskostnader* har va-verken med nuvarande förbrukning anpassad till kostnadsbaserad prissättning inte annat än undantagsvis brist på råvatten. För råvattnet i sig (oräknat upptagnings- och överföringskostnader) finns alltså ingen mer resurskostnad som behöver täckas. Någon nämnvärd resurskostnad finns inte heller för uppdämning och lagring.

Slutsatsen så långt är alltså att va-verken i Sverige täcker de miljö- och resurskostnader de orsakar.

Frågan har kommit upp om artikel 9 kan förstås så att också de miljökostnader som andra förorenare orsakar va-verken ska täckas av den som förorenar. Som exempel kan nämnas att va-verkens råvattentäkter förorenas av utsläpp från t.ex. industrier, jordbruk och vägtrafik. Vid prövning enligt miljöbalken av tillståndspliktiga verksamheter kan villkor ställas om åtgärder som begränsar påverkan. Sådana föroreningar kan också begränsas genom inrättande av vattenskyddsområden. Eftersom tillstånd och villkor ändå kan medge utsläpp hindrar detta dock inte att vattentäkter kan utsättas för utsläpp från sådan verksamhet så att vattnet måste renas. Enligt utredningens uppfattning kan emellertid inte detta betraktas som

en vattentjänst vars kostnad ska debiteras förorenaren enligt artikel 9.

Vidare ska medlemsstaterna beakta *den ekonomiska analys* som görs i enlighet med direktivets bilaga III. Inget av vad som sagts ovan om hur principen om kostnadstäckning beaktas strider mot den ekonomiska analysen varför Sverige följer direktivet även i den delen.

Principen att förorenaren betalar är viktig i EU:s miljölagstiftning. Den nämns i den för miljöområdet centrala artikeln 191 i fördraget om EU:s funktionssätt (tidigare artikel 174 i fördraget om upprättande av europeiska gemenskapen). I punkt 2 sägs följande:

Unionens miljöpolitik ska syfta till en hög skyddsnivå med beaktande av de olikartade förhållandena inom gemenskapens olika regioner. Den skall bygga på försiktighetsprincipen och på principerna att förebyggande åtgärder bör vidtas, att miljöförstöring företrädesvis bör hejdas vid källan och att förorenaren skall betala.

Innebörden av att förorenaren ska betala beskrivs dock inte närmare i fördraget och inte heller i ramdirektivet för vatten.

För svensk del kan noteras att va-verken i slutänden tar ut sina kostnader av abonnenterna, som får anses vara förorenare i direktivets bemärkelse. De som inte är anslutna till va-verk får betala sina egna kostnader för va. Kravet att förorenaren ska betala miljökostnaden får därmed anses vara uppfyllt.

Det sagda innebär att Sverige iakttar stadgandet i artikel 9.1 första stycket om det tolkas så att det gäller vatten och avlopp. Det bör framhållas att Sverige inte lämnar några subventioner för någon verksamhet som kan omfattas av bestämmelsen. Sverige agerar inte heller på något annat sätt så att kostnaderna inte täcks.

Vidgas frågan till att gälla kostnadstäckning för vattenanvändning överhuvudtaget gäller dock att negativ påverkan på vattenmiljön accepteras utan kostnadstäckning i viss utsträckning, särskilt när det gäller fysisk påverkan och som utsläpp från diffusa källor. I sådana fall kan åtgärder behöva vidtas för att målen enligt artikel 4 ska nås.

3.4.3 Prispolitik, adekvata bidrag till kostnadstäckningen m.m. – artikel 9 punkt 1 andra stycket

Medlemsstaterna ska senast 2010 se till att:

- prispolitiken för vatten ger vattenförbrukarna tillräckliga drivkrafter till effektiv användning av vattenresurserna och att den därigenom bidrar till miljömålen i direktivet,
- de olika vattenanvändningsverksamheterna, uppdelade på åtminstone industri, hushåll och jordbruk adekvat bidrar till kostnadstäckningen för vattentjänster, med utgångspunkt i den ekonomiska analys som utförts enligt bilaga III och med beaktande av principen om att förorenaren betalar.

Medlemsstaterna kan härvid beakta kostnadstäckningens sociala, miljömässiga och ekonomiska effekter liksom geografiska och klimatiska förhållanden i den eller de regioner som påverkas.

Strecksats 1 om prispolitik och effektiv användning av resurserna

Begreppet prispolitik definieras inte i direktivet. Den i detta sammanhang rimliga innebörden är att det gäller statens avsikter att styra priset och vidta åtgärder som direkt påverkar det. Det innebär att t.ex. finanspolitik, bl.a. moms nivåer, och penningpolitik som ju indirekt påverkar vattenpriset men inte har det direkta syftet, inte räknas in i prispolitiken för vatten. Skatter på eller bidrag för just vattenanvändning hör däremot till prispolitik. Skatter eller bidrag som syftar till att påverka vattenpriset förekommer inte i Sverige. Bestämmelserna om avgifternas storlek och beräkningsgrunder i lagen om allmänna vattentjänster får dock ses som prispolitik i direktivets bemärkelse.

Det bör observeras att uttrycket prispolitik används i Kommissionens ovan refererade skrivelse och i Sveriges svar även avseende kostnadstäckning för vattentjänster enligt artikel 9.1 första stycket. Det är också med den innebörden ”prispolitik” används i direktiven till Vattenprisutredningen. I ramdirektivet för vatten används däremot uppenbarligen uttrycket prispolitik i den snävare bemärkelsen ovan. Det är denna Vattenprisutredningen utgår från i det följande.

Det bör också anmärkas att uttrycket ”prispolitiken för vatten” i den svenska versionen av direktivet skiljer sig från vissa andra språkversioner. Den engelska texten använder ”waterpricing policies”, den franska ”la politique de tarification de l’eau” och den danska ”prissaetningspolitikken”. Dessa uttryck motsvaras på svenska närmast av ”prissättningspolitiken för vatten”, alltså en snävare innebörd än ”prispolitiken för vatten”.

Sveriges prispolitik när det gäller vattenförsörjning och avlopp kan i korthet beskrivas som att det offentliga inte bidrar till kostnadstäckningen. I stället får förbrukarna svara för kostnaderna.

Vidare ska prispolitiken ge förbrukarna tillräckliga incitament till en effektiv användning av vattenresurserna. Det kan diskuteras vad effektiv användning är men med tanke på direktivets syften får antas att det här gäller att hushålla vid användningen så att inte brister uppstår. I stort förekommer inte vattenbrist i Sverige, vilket inte är den svenska vattenprispolitikens förtjänst, men det betyder att användningen av vattenresurserna är effektiv och resurshushållningen inte kräver några ytterligare generella vattenprispolitiska incitament i Sverige.

I vissa begränsade områden i Sverige, t.ex. i Skåne och Roslagen, är det dock tidvis brist på vatten. Om vattenuttag påverkar allmänna eller enskilda intressen, vilket de gör om de orsakar brister för andra, kräver miljöbalken tillstånd till uttaget. Genom tillståndet fördelas resurserna på ett sätt som ska ge balans mellan uttag och tillgång. Därmed är inte sagt att de går dit de används effektivast men uppenbara bristsituationer undviks. Det är tänkbart att balansen skulle kunna upprätthållas med avgifter på uttag i stället för att tillåtna uttagsmängder bestäms. Det kräver dock en lagändring för att ett tillståndsbeslut ska kunna innefatta en lösning med avgiftsmetoden. Utredningen kan dock inte se att en lagändring är befogad för att lösa just det eventuella problemet. Ett samhällsekonomiskt och privatekonomiskt effektivt utnyttjande av resurserna kan åstadkommas genom att rättighetsinnehavarna säljer sitt tillåtna uttag vidare till andra som kan utnyttja vattnet effektivare. Miljöbalken hindrar inte detta; om tillstånden gör det kan de vid behov ändras.

Prispolitiken ska vidare bidra till direktivets miljömål. Det ska ske genom att den ger tillräckliga incitament till effektiv användning av vattenresurserna. Eftersom vattenanvändningen enligt vad nyss sagts är effektiv får kravet anses uppfyllt.

Prispolitiken i Sverige innebär att inga subventioner ges till vattenförbrukning vilket gör att förbrukarna i slutänden får stå för eventuella resurskostnader. Detta bör gynna hushållningen så att några beaktansvärda resursproblem inte uppstår. På detta sätt bidrar alltså prispolitiken till direktivets miljömål. Däremot påverkar prispolitiken inte de miljömål som handlar om att hindra ytterligare försämringar och att skydda och förbättra statusen hos akvatiska ekosystem m.m. Det bör observeras att något krav på en sådan prispolitik inte ställs i artikel 9.

Strecksats 2 om adekvata bidrag till kostnadstäckning och beaktande av principen förorenaren betalar

Vidare ska de olika vattenanvändningsverksamheterna, uppdelade på åtminstone industri, hushåll och jordbruk bidra adekvat till kostnadstäckningen för vattentjänster. Det bör innebära att den enskilde förbrukaren inte behöver betala exakt vad som motsvarar dennes del av totalkostnaden, det räcker att hans sektor gör det i stort. Kostnader får däremot inte föras över från t.ex. industrin till hushållen. Eftersom va-avgifterna i Sverige debiteras den enskilde förbrukaren oavsett vilken sektor denne tillhör bör kravet på uppdelning vara tillgodosett.

Dessutom ska detta ske med beaktande av principen om att förorenaren betalar. Det är oklart vad detta innebär som inte redan innefattas i kravet på adekvat kostnadstäckning från de olika vattenanvändningsverksamheterna när det gäller va, som är den aktuella vattentjänsten för svensk del. Principen att förorenaren ska betala gäller för vattentjänster i Sverige. Det kan därför antas att Sverige följer direktivet på den här punkten.

Slutligen ska de olika vattenanvändningsverksamheternas bidrag till kostnadstäckningen ske med utgångspunkt i den ekonomiska analys som utförts enligt bilaga III i direktivet, vilken handlar om hur den ekonomiska analysen ska utföras. I en rapport den 22 mars 2005 med titeln Beskrivning, kartläggning och analys av Sveriges ytvatten har Naturvårdsverket lämnat en grundläggande ekonomisk analys av vattenanvändningen i Sveriges vattendistrikt. Där redovisas bl.a. uppgifter om vattenanvändningen inom olika sektorer som hushåll, industri och jordbruk samt om utsläpp till vatten av olika ämnen. Vidare lämnas prognoser över ekonomisk utveckling och framtida vattenanvändning i distriktet. I Sverige

svarar va-verken för vattentjänsterna. De använder inte de uppgifter som framgår av Naturvårdsverkets rapport när de avgör frågor om kostnadstäckning.

Kravet att utgångspunkten för kostnadstäckningen ska vara den ekonomiska analysen enligt bilaga III verkar alltså inte kunna tillgodoses med de förutsättningar som gäller i Sverige.

Sammanfattningsvis är innebörden av artikel 9.1 andra stycket delvis oklar. Det är dock viktigt för svensk del att det i Sverige inte finns någon beaktansvärd brist på vatten och att någon effektivare användning av resurserna inte behövs av det skälet. Slutsatsen är att Sverige följer kraven med rimliga tolkningar utan att avvikelser enligt artikel 9.4 behöver åberopas. Det bör ändå övervägas om bestämmelsen bör åberopas när det gäller miljökostnaderna, som i huvudsak hanteras med hjälp av miljöbalken och inte prispolitik. Vidare bör övervägas om artikel 9.4 ska åberopas när det gäller att kostnadstäckningen ska ske med utgångspunkt i den ekonomiska analysen i bilaga III, vilket inte kan sägas vara förhållandet i Sverige.

Beaktande av kostnadstäckningens effekter – artikel 9.1 tredje stycket

När det gäller utformningen av prispolitiken och de olika vattenanvändningsverksamheternas bidrag till kostnadstäckningen får enligt art. 9.1 tredje stycket avvikelser göras så att hänsyn tas till sociala, miljömässiga och ekonomiska effekter liksom geografiska och klimatiska förhållanden i regioner som påverkas. Därmed öppnas vissa möjligheter att ta andra hänsyn vid taxesättningen än strikt till den kostnad som belastar varje förbrukare. Bestämmelsen kan åberopas som stöd för skattefinansieringen av delar av vattenutbyggnaden i vissa glesbygdskommuner.

3.4.4 Artikel 9 – punkterna 3 och 4

Utredningen går inte här igenom punkten 2, som handlar om medlemsstaternas rapportering.

Enligt punkt 3 hindrar inte artikel 9 finansiering av särskilda förebyggande eller avhjälpande åtgärder för att nå direktivets mål. Vad ”särskilda” innebär i detta sammanhang är oklart. Bestäm-

melsen bör dock innebära att bidrag till investeringar i t.ex. åtgärder för bättre vattenhushållning eller rening kan vara tillåtna, trots att det strider mot principen att förorenaren ska betala.

Vattenprisutredningen vill för sin del peka på att principen att förorenaren ska betala är en utgångspunkt för svensk vattenmiljöpolitik och att det är av stor betydelse för vattenvården att den följs med konsekvens. Att släppa den i nämnvärd omfattning vore, även om det inte behöver strida mot direktivet, bl.a. stötande från rättvisesynpunkt med hänsyn till alla de förorenare som stått för sina kostnader.

Punkten 4 öppnar för möjligheter att inte tillämpa bestämmelserna om prispolitik, adekvata bidrag till kostnadstäckning (punkt 1 andra stycket) och om rapportering av planerade praktiska åtgärder för att genomföra punkt 1, såvida det inte äventyrar direktivets syften och möjligheten att nå dess mål. Det ska dock vara i enlighet med fastslagen praxis. Skälen för avvikelser från punkt 1 andra stycket ska rapporteras.

Det bör observeras att punkt 4 inte kan åberopas för att frångå kravet på kostnadstäckning i punkt 1 första stycket. Möjligheten till avvikelser enligt denna bestämmelse sammanfaller delvis med artikel 9.1 tredje stycket.

För svensk del finns inget behov av att använda bestämmelsen i punkt 4 i någon större omfattning. Den bör dock åberopas när det gäller att kostnadstäckningen inte sker med utgångspunkt i den ekonomiska analysen i bilaga III.

3.5 Tolkning av artikel 9 i några andra EU-länder

I detta avsnitt redovisas kort den diskussion om innehållet i artikel 9 som förts i några andra EU-länder och huruvida man redan uppfyller kraven så som de är formulerade.

I Nederländerna finns i princip full kostnadstäckning vad gäller vattentjänster, och man menar därför att den prispolitik som ramdirektivet för vatten kräver redan finns införd. Kommissionen håller inte med och Nederländerna har, liksom Sverige, mottagit en formell underrättelse angående införlivandet av artikel 9. I Nederländerna finns flera instrument som man refererar till som prispolitik och som går utanför vad man anser att direktivet kräver. Man arbetar i dagsläget inte med att ytterligare utvidga använd-

ningen av prispolitiska instrument eftersom man inte tror att det skulle förbättra möjligheterna att nå god vattenstatus.

I Storbritannien resonerar man på ett liknande sätt, och menar att man har en relativt väl fungerande marknad för vattentjänster. Storbritannien har inte fått någon formell underrättelse om att man inte skulle uppfylla vad direktivet kräver. Man arbetar med att förbättra prissättningsystemet, och har nyligen låtit göra två utvärderingar av va-sektorn. Bland annat är det troligt att mätning av vattenkonsumtion kommer att göras obligatorisk på hushållsnivå, samt att säljbarheten av licenser för vattenupptag kommer att ses över.

I Danmark anser man att man har den prispolitik på vatten som ramdirektivet för vatten kräver, något som Kommissionen inte håller med om. En ny lag om administrationen av va-tjänster har just trätt i kraft. Ett av syftena var att förbättra insynen i verksamheten.

Även Finland har tagit emot en formell underrättelse från Kommissionen angående införlivandet av artikel 9. Finland använder i mycket liten grad ekonomiska styrmedel inom vattenområdet, och det finns inga indikationer på att detta kommer att förändras. Inom va-sektorn anser man att full kostnadstäckning råder.

Det franska åtgärdsprogrammet för vatten finansieras i hög grad av avgifter/skatter, som tas ut för en rad olika vattenpåverkande aktiviteter. Inom va-sektorn anser man att full kostnadstäckning råder.

3.6 Analys och slutsatser – så ska artikel 9 tolkas

Slutsatsen i Sveriges svar till Kommissionen var att Sverige har en prispolitik för vatten som är förenlig med artikel 9. Kommissionen har hittills inte lämnat någon reaktion på Sveriges svar.

Det är oklart vilka verksamheter som avses med ”vattentjänster” i artikel 2.38 a). Därmed blir också omfattningen av kravet på ”kostnadstäckning för vattentjänster” i artikel 9.1 st.1 oklar. Vattenprisutredningen anser dock att en rimlig tolkning är att kostnadstäckning krävs för verksamheter där vatten förbrukas i samma mening som vid vattenförsörjning och jordbruksbevattning. En sådan tolkning innebär att något krav på kostnadstäckning för exempelvis vattenkraftproduktion och sjöfart inte följer av ram-

direktivet. Av artikel 2.38 b) följer dock att också avlopp omfattas av kravet på kostnadstäckning för vattentjänster.

Begreppet vattenanvändning har en vidare definition än vattentjänster. Det omfattar enligt artikel 2.39 såväl vattentjänster som all annan vattenanvändning som har en väsentlig effekt på vattenstatusen enligt artikel 5 och bilaga III. Enligt ovanstående tolkning gäller dock inte kravet på kostnadstäckning all vattenanvändning utan bara vattentjänster.

Det sagda innebär att Vattenprisutredningen anser att det saknas grund för den långtgående tolkning Kommissionen förespråkar.

För svensk del är det främst va-verkens vattenleveranser och avloppsrening som bör ses som vattentjänster. Va-verken tar ut sina kostnader av abonnenterna, som får anses vara förorenare i direktivets bemärkelse. De som inte är anslutna till va-verk får betala sina egna kostnader för va. Kraven på kostnadstäckning och på att förorenaren ska betala får därmed anses vara uppfyllda. När det gäller andra verksamheter, t.ex. jordbruksbevattnings, tillhandahålls vattentjänster i Sverige bara i försumbar utsträckning. Vattenprisutredning bedömer att Sverige uppfyller kraven i artikel 9.1 första stycket.

Beträffande kravet i artikel 9.1 andra stycket på prispolitik vill utredningen peka på att några ytterligare incitament till en effektiv användning av vattenresurserna inte behövs i Sverige eftersom det inte finns någon vattenbrist annat än undantagsvis. Kravet får alltså anses vara uppfyllt.

Punkten 4 öppnar möjligheter för medlemsstaterna att avvika från föreskrifterna i punkt 1 andra stycket och punkt 2 om det inte äventyrar möjligheten att uppnå målen för direktivet. Utredningen förordar att punkt 4 återopas vad gäller att kostnadstäckningen inte sker med utgångspunkt i den ekonomiska analysen i bilaga III.

Vattenprisutredningens uppfattning är alltså att Sveriges tillämpar artikel 9 korrekt. Utredningen vill dock framhålla att medlemsstaterna är oförhindrade att gå längre än vad direktivet kräver bl.a. när det gäller att använda ekonomiska styrmedel.

I följande kapitel, kapitel 4, redovisas vattenstatusen i Sverige och det blir där klart att dagens politik bör kompletteras för att uppfylla målen enligt ramdirektivet. Kapitel 5 och 6 redovisar därefter utgångspunkter för utformning av styrmedel i form av teoretiska utgångspunkter, befintliga styrmedel samt pågående arbeten med förslag till nya styrmedel. Dessa kapitel leder till en

analys av möjligheterna till en mer omfattande prispolitik som redovisas i kapitel 7.

4 Vattenförvaltning – problem, möjliga åtgärder och kostnader

För att kunna utforma effektiva styrmedel är det viktigt att definiera vad som är ett ”miljöproblem” och vad som är orsaker till, respektive effekter av miljöproblemet, samt vem som orsakar problemet.

I detta kapitel ges en kort bakgrund till de aktuella problemen i vattenmiljön i Sverige, hur de kan påverka akvatiska ekosystem och hälsa, samt något om vilka spridningskällor som varit viktiga under de senaste decennierna. För ramdirektivet är det relevant att fokusera på de utsläpp som sker till vatten, men många ämnen som sprids till luft hamnar i vattnet via nederbörd eller deposition med partiklar. Därför är det även relevant att inkludera vissa utsläpp till luft. Det är emellertid inte bara utsläpp som påverkar vattenstatusen. Sveriges vattenlandskap har nyttjats och omformats på många sätt under decennier, och denna fysiska förändring kan ha stor inverkan på vattenmiljön, och därmed den ekologiska statusen. Både tillförsel av ämnen och den fysiska påverkan finns kvar under lång tid i vattensystemet, och många av Sveriges vatten kommer att behöva restaureras för att uppnå målen med ramdirektivet för vatten.

4.1 Sveriges vattenförekomster

Vattnet på jorden cirkulerar i ett ständigt kretslopp; ånga avdunstar från sjöar, hav och land och faller ner som snö och regn. En del av detta vatten tränger ner i marken och bildar grundvatten. Grundvattnet rör sig långsamt genom jordlagren och berggrunden mot lägre nivåer – för att slutligen rinna ut i sjöar, hav och vattendrag igen. Om grundvattnet påverkas, så påverkas allt vatten i kretsloppet.

I Sverige finns det cirka 100 000 sjöar större än 1 ha och cirka 500 000 km vattendrag. Dessutom finns en lång och flikig kuststräcka ända från Strömstad till Haparanda. Grundvatten finns överallt i såväl berg som jordlager, fast i väldigt olika omfattning. Det är inte möjligt att kartlägga alla dessa vattenresurser även om de har eller kan ha stor lokal betydelse. Inom vattenförvaltningen har de största vattenresurserna valts ut och indelats i vattenförekomster för sjöar, vattendrag, övergångsvatten (mellan sött och salt vatten), kustvatten och grundvatten. Urvalet har strävat efter att få så homogena vattenförekomster som möjligt med hänsyn till olika vattentyper och karaktär, men indelningarna har naturligtvis krävt generaliseringar. Ramdirektivet för vatten och vattenförvaltningsförordningen anger att betydande vattenförekomster ska definieras för vilka miljömål/kvalitetskrav ska föreskrivas och uppnås. Vattenförvaltningen omfattar cirka 26 500 vattenförekomster, varav cirka 7 200 sjöar, cirka 15 600 vattendrag, cirka 600 kust- och övergångsvatten och cirka 3 000 grundvattenförekomster. Det innebär att huvuddelen av ytvattenresurserna omfattas av vattenförekomster medan det endast utgör cirka 10 procent av antalet vatten.

Vatten är både en livsviktig naturresurs och ett livsmedel. Som livsmedel sorterar vatten under Jordbruksdepartementets ansvarsområde med Livsmedelsverket som central tillsynsmyndighet. Frågor om skydd av vattenresursen ligger hos Miljödepartementet, och den tillsynen utövas av Naturvårdsverket, de olika länsstyrelserna och kommunernas miljö- och hälsoskyddsnämnd. Eftersom vattenfrågor är en väsentlig del för hela samhället, så berör vattenfrågorna många andra departement och myndigheter samt många delar av kommunernas verksamhet.

4.1.1 Vatten som livsmedel

I Sverige kommer cirka 50 procent av det kommunalt producerade dricksvattnet från ytvatten, och 25 procent från grundvatten. Resterande 25 procent av dricksvattnet kommer från konstgjort grundvatten genom infiltration av ytvatten. Utöver de kommunala vattentäkterna nyttjar drygt två miljoner människor helt eller periodvis egna grundvattenbrunnar.

När det gäller kvaliteten på kommunalt vatten och skyddet av kommunala vattentäkter har Sverige kommit en bit på väg.¹ Vattenkvaliteten för de enskilda vattentäkterna (privata brunnar), som försörjer en stor del av befolkningen, varierar betydligt mer och det finns dålig kontroll av kvaliteten.

Den genomsnittliga förbrukningen av vatten per person och dygn i ett hushåll är cirka 180 liter.² Av dessa används cirka 10 liter till mat och dryck, resten används till att spola i avlopp, disk, tvätt, personlig hygien med mera.

4.1.2 Vatten som naturresurs och biotop

Att dricksvatten är vårt viktigaste livsmedel är alla överrens om, och också att dricksvattnet därför behöver värnas. Vatten fyller också en rad andra funktioner, bland annat har det stor betydelse för friluftsliv och rekreation inklusive fritidsfiskeverksamhet och som biotop. Vattenmiljöernas egenvärde som bas för alla naturmiljöer och biologisk mångfald kan inte överskattas. Vattendrag och forsar bidrar också som en förnyelsebar energikälla, där nyttjandet kan komma i konflikt med andra intressen, som t.ex. friluftsliv. Många industrier är beroende av god vattentillgång och bra vattenkvalitet, och de areella näringarna är beroende av vattenresurserna. Vattenskydd, t.ex. av dricksvattentäkter, kan också innebära en intressekonflikt i förhållande till markägaren, vilket gör att ersättningsfrågor kan bli aktuella.

4.2 Rätten att disponera över vattenförekomster

4.2.1 Rådighet över vattnet

Rätten att disponera över vattenområde³ för olika verksamheter kallas i Sverige för rådighet. Rådigheten över vattnet är alltså principiellt knuten till den fastighet som vattnet enligt bestämmelser i jordabalken tillhör. Det är fastighetsägaren som disponerar över den naturresurs som vattnet inom fastigheten utgör och som har befogenheten att begära och få tillstånd enligt miljöbalken till

¹ SGU i "Vatten" bilaga till Svenska Dagbladet, september 2009.

² Svenskt Vatten.

³ Lagen (1988:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet (LSV).

vattenverksamhet inom fastigheten. Sverige skiljer sig på denna punkt från de flesta andra medlemsstater.

För att genomföra ett vattenverksamhetsprojekt krävs normalt att rådigheten omfattar hela det vattenområde som verksamheten avser. När det gäller bortledning av yt- eller grundvatten räcker det dock med att verksamhetsutövaren råder över det begränsade område varifrån bortledandet sker.

En exploatör kan få rådighet genom avtal med ägaren. De upplåtelseformer som normalt kommer i fråga är servitut och nyttjanderätt. Ett typiskt exempel är en jordbruksarrendator som genom ett arrendeavtal får rådighet att leda bort yt- eller grundvatten för bevattning. En nyttjanderätt är alltid tidsbegränsad och det gäller då också den rådighet som grundas på nyttjanderättsavtalet. En konsekvens av detta är att tillstånd grundade på sådan rådighet måste tidsbegränsas.

Rådigheten över allmänt vatten, vilket inte ingår i fastighetsindelningen, anses tillkomma staten. Kammarkollegiet upplåter rätt att utnyttja allmänt vattenområde, t.ex. att utnyttja en älv för att utvinna vattenkraft. En sådan upplåtelse ger rådighet för att använda det aktuella vattenområdet för en vattenverksamhet. Den som är beroende av bestående vattenförhållanden har också rådighet att utföra rensningar för att bibehålla vattnets djup eller läge eller för att omedelbart återställa ett vattendrag som har vikit från sitt förra läge eller som på något annat sätt har förändrat sitt lopp.

De rådighetsregler som nu har beskrivits har det gemensamt att det är den civilrättsliga dispositionsrätten som avgränsar verksamhetsutövarens befogenheter enligt miljöbalken. Möjligheterna att få tillstånd en tillståndsprövning och att genomdriva ett projekt gentemot omgivningen sträcker sig lika långt som de civilrättsliga rättigheterna.

I lagen (1988:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet finns också bestämmelser där lagen direkt har gett andra än fastighetsägaren den grundläggande rådigheten för vattenverksamhet, s.k. legal rådighet. Enligt lagen har den som vill bedriva vattenverksamhet för detta ändamål rådighet om vattenverksamheten avser

- vattenreglering, vattentäkt för allmän vattenförsörjning, allmän värmeförsörjning eller
- bevattning, markavvattning, vattenverksamhet som behövs för allmän väg, allmän farled eller allmän hamn, vattenverksamhet

som behövs för att motverka förorening genom avloppsvatten, eller

- vattenverksamhet som behövs för järnväg.

Om någon vill ha rätt att förfoga över annans vattenkraft gäller ett kvalificerat rådighetskrav, s.k. utbyggnadsvitsord. Om en fallsträcka tillhör olika ägare, får en av dem medges rätt att tillgodogöra sig vattenkraften i hela sträckan endast om han råder över mer än hälften av vattenkraften. Till stöd för detta måste han då åberopa äganderätt eller annan sakrätt som inte är begränsad till tiden, t.ex. servitut. Staten, kommuner och vattenförbund har rådighet för att bedriva sådan vattenverksamhet som är önskvärd från allmän miljö- eller hälsosynpunkt eller som främjar fisket.

4.3 Miljöproblem i Sveriges vattenförekomster

I de åtgärdsprogram som vattenmyndigheterna tagit fram redovisas de vattenrelaterade miljöproblemen (kategoriserade utifrån resultatet av statusklassningen) i följande indelning; *försurning, övergödning, miljögifter, fysiska störningar, skydd av dricksvattentäkter och vattenuttag*. Av åtgärdsprogrammen framgår den regionala omfattningen av problemet och vilken aktör/sector som i olika grad bidrar till respektive problem. Åtgärdsprogrammet utmynnar i 37 övergripande åtgärder som olika myndigheter och kommuner behöver genomföra för att förbättra vattenstatusen. Åtgärder är såväl av styrmedelskaraktär som utredningar och direkta åtgärder för de vattenförekomster som inte uppnår god vattenstatus. Åtgärder är kostnadsberäknade med utgångspunkt från ett antal exempel. Det konstateras att dagens styrmedel troligen inte är tillräckliga för att uppnå god vattenstatus. Flera av de miljöproblem och tillgängliga åtgärder för att lösa dessa som vattenmyndigheterna har identifierat finns också redovisade i samband med miljökvalitetsmålen⁴, Sveriges handlingsprogram i BSAP⁵ och i det svenska landsbygdsprogrammet⁶.

⁴ Se t.ex. Miljömålen – nu är det bråttom! Naturvårdsverket, 2008. www.milomal.nu

⁵ Naturvårdsverket, 2008. Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan. Delrapport, Rapport 5830, Naturvårdsverket, Stockholm samt Naturvårdsverket 2008. Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan – Förslag till nationell åtgärdsplan. Stockholm.

⁶ Landsbygdsprogrammet för Sverige 2007–2013, Jo 08.007, Jordbruksdepartementet, 2008.

Nedanstående beskrivning av miljöpåverkan/miljöproblem och fysiska åtgärder bygger på det underlag som tagits fram av vattenmyndigheterna inför samrådsförfarandet under 2009.⁷

4.3.1 Försurning – tillförsel från transporter, industri (inkl. energianläggningar), jordbruk och skogsbruk

Den antropogena⁸ försurningen orsakas främst av utsläpp av svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak från transporter, energianläggningar, industri och jordbruk. Även skogsbruket kan lokalt bidra till försurningen, eftersom skörd av biomassa innebär bortförsl av neutraliserande ämnen.

Försurning är ett fenomen som framför allt drabbar mark, sötvatten och grundvatten. Försurningen ger skador på många vattenlevande organismer och kan påverka hela ekosystem. Fiskarter som lax, öring och mört samt kräftor drabbas hårt. Även planktonsamhället förändras. Kiselalger saknas exempelvis helt vid låga pH-värden. Skadorna uppkommer inte enbart på grund av surheten i sig utan orsakas också av att aluminium och andra skadliga metaller utlakas från marken vid låga pH-värden.

I de norra delarna av Sverige kan de flesta sjöar och vattendrag betraktas som naturligt sura; cirka 5–10 procent av sjöarna och vattendragen beräknas ha problem med försurning. Barrträd ger naturligt upphov till surare marker än lövträd på grund av den kemiska sammansättning som barrn har. Den ”utarmning” av markens innehåll av buffrande ämnen, baskatjoner, som uppstår under ett träds tillväxt, uppvägs emellertid av att dessa återförs till marken då trädet dör och förmultnar. Detta kretslopp bryts när träden avverkas och förs bort från området. Skogsbruket leder alltså till en långsam försurning av mark och vatten i och med att de planterade skogarna ofta består av monokulturer av barrträd och att det sker ett ökat nyttjande av alla delar av träden. Kustlandets sjöar och vattendrag ligger i områden med gammal havsbotten som är rik på sulfidhaltiga jordar. Landhöjningen gör att jordarna gradvis exponeras för luft vilket gör att sulfiden oxideras. Detta orsakar en utlakning av metaller och en pH-sänkning i markvattnet. Dessutom är dessa marker ofta brukade och utdikade, vilket påskyndar de

⁷ Therese Lager, Västmanlands län och Mats Ivarsson, Västra Götaland. Kostnadsuppskattningarna har gjorts av Lennart Sorby, Vattendirektör för Norra Östersjön.

⁸ Påverkad av människan.

naturliga processerna. Periodvis förekommer kraftiga pH-sänkningar i vattendragen, vilket kan leda till omfattande negativa biologiska effekter, till exempel en kraftigt utarmad fiskfauna.

I de södra delarna av Sverige är problemet med försurning betydligt större. Mellan 25–50 procent av sjöarna och vattendragen beräknas ha försurningsproblem. Störst problem är det på västkusten med många decennier av surt nedfall, till största delen med de västliga vindarna från utländska källor. Försurning av havet är ett problem som uppmärksammats den senaste tiden. Den ökande halten koldioxid i luften leder till att havet absorberar mer koldioxid, som sedan omvandlas till syra och gör havet surt. Forskning pågår för att förstå vilka konsekvenser det leder till i framtiden.

Grundvattnet kan också vara surt, vilket kan bero dels på de geologiska förutsättningarna, men också på det tidigare höga nedfallet av försurande ämnen. Detta förekommer framför allt längs västkusten.

Mätningar i många delar av landet visar på att sjöarna börjar återhämta sig från försurningen efter det åtgärdsarbete som har pågått i cirka 30 år. Inom vissa delar av vattendistriktet syns emellertid ännu inte denna positiva trend.

4.3.2 Övergödning – tillförsel från hushåll (via reningsverk och enskilda avlopp) industri, jordbruk, skogsbruk samt dagvatten och deposition från luft

Övergödning av sjöar, vattendrag och kustvatten är ett av de största miljöproblemen i de södra delarna av Sverige, mellan 25–50 procent av ytvattenförekomsterna har bedömts vara påverkade av övergödning. Övergödning av våra vatten beror på ett överskott av växtnäringsämnen fosfor och kväve. Den yttrar sig i bl.a. igenväxning av sjöar och vattendrag, algbloomningar i sjöar och kustvatten samt syrgasbrist i bottnar och är på sikt ett av de största hoten mot de ekosystemtjänster dvs. varor, tjänster och processer som naturen erbjuder människan i form av t.ex. livsmiljö, livsmedel och rekreation.

Problem med övergödning av ytvatten förekommer framför allt i de sjöar och vattendrag som ligger i tätbefolkade eller jordbruksdominerade områden. I skogsområden kan emellertid lokal belastning snabbt ändra näringsförhållandena och tillståndet för näringsfattiga skogssjöar. En sjö kan tåla en viss belastning utan att ändra

näringstillstånd, men med lång eller intensiv övergödning ändrar den ofta på ett påtagligt sätt sin ursprungliga karaktär. Det har skett inom delar av Sverige, och det kan vara svårt att förändra tillståndet till mera normala förhållanden. Eftersom många sjöar dessutom har sänkts, vilket innebär en påtaglig föråldringsprocess, räcker det ibland inte med att sjön avlastas näringstillförsel, utan man måste även ändra på vattennivåerna och den biologiska sammansättningen. Många sjöar lider dessutom av att de under lång tid har överbelastats med fosfor och s.k. internbelastning från bottensedimenten bidrar till övergödningen. Slättlandssjöarna har fortfarande en hög belastning av näringsämnen, och det finns risk för att de försämrar sin näringsstatus ytterligare. Mälaren, som är väsentlig för dricksvattenförsörjning och friluftsliv, löper t.ex. risk att övergödas ännu mer och ändra karaktär, inte minst i perspektiv av klimatförändringarna. I de norra delarna av Sverige är det cirka 5 procent av ytvattenförekomsterna som har bedömts vara påverkade av övergödning, vilket dels beror på låg befolkningstäthet och att arealen jordbruksmark är relativt liten.

Belastningen på vattnet kommer framför allt från diffusa utsläpp från jordbruksmark, avloppsreningsverk, industri, enskilda avlopp, deposition från luften, skogsmark och dagvatten.

Konsekvenserna av näringsöverskottet i inlandsvattnen medför också att näringsämnen transporteras vidare till havet. I kustvattnen är det särskilt vikarna, som naturligt har dålig vattenomsättning, som är känsliga för övergödning.

När det gäller grundvatten kan läckage av näringsämnen orsaka problem med förhöjda halter av ammonium och nitrat. Det finns fall där grundvattenförekomster har klassificerats till otillfredsställande kemisk status med avseende på dessa ämnen.

4.3.3 Miljögifter – tillförsel från industri, hushåll, jordbruk, transporter (inkl. sjöfart) och dagvatten

I begreppet miljögifter inom vattenförvaltning ingår två grupper av kemikalier, särskilt förorenande ämnen och prioriterade ämnen. Användningen av kemikalier i samhället är omfattande och undersökningar visar att många av dem sprider sig till vattenmiljön genom direktkontakt i vattnet (båtar) eller indirekt genom dräneringsvatten/dagvatten eller avloppsreningsverk (mat, dryck, färger, textilier, läkemedel med mera). Metallutvinning har

bedrivits i stor skala inom flera delar av Sverige, och det finns minnen av bergshanteringen både över och under vattenytan. Många åtgärder har genomförts och begränsat belastningen av metaller på vattenmiljön, men lokalt finns fortfarande områden med hög belastning. I dag används metaller på många fler områden, vilket resulterar i en mera diffus belastning av metaller. Effekterna i vattenmiljön är dåligt kända, särskilt vid kombination av olika ämnen. Även kunskaper om halter av miljögifter i vattenförekomst är generellt bristfällig.

Den höga andelen vatten som har problem med miljögifter beror framför allt på att Sverige generellt har högre halter av kvicksilver i mark och vatten jämfört med södra Europa. Historiska utsläpp runt om i världen har deponerats över bland annat Sverige och på grund av att den svenska naturen består av sådana marker där kvicksilver fastläggs, så resulterar detta i mycket höga halter som ackumulerats i växter och djur. Höga halter av kvicksilver i vattenmiljöer kan framför allt uppmätas i rovdjur, exempelvis gädda, som befinner sig högt upp i näringskedjan. Höga halter av kvicksilver i biota utgör det största problemet i ytvattenförekomsterna men även andra metaller, bekämpningsmedel m.m. överskrider gränsvärden i vissa vattenförekomster. I kustvattnen överskrider gränsvärden för TBT⁹ i ytsediment.

Halterna av många organiska miljögifter t.ex. DDT och PCB i svensk natur har minskat sedan 1970-talet. Vissa miljögifter till exempel dioxinlika ämnen, kvicksilver och kadmium, kommer dock fortfarande att vara ett problem år 2020. Samtidigt fortsätter nya problemämnen att identifieras. De ämnen som uppmärksammas de senaste åren är bromerade flamskyddsmedel, fluorerade föreningar till exempel PFOS¹⁰ och olika mjukgörare till plaster, så kallade ftalater.

Läkemedelsrester i avloppsvatten är ett problem som har uppmärksammas mycket de senaste åren. I svenska recipienter har man ännu inte kunnat påvisa effekter som kan kopplas direkt till utsläpp av läkemedelsrester från kommunala avloppsreningsverk men i flera andra länder har man rapporterat feminiseringseffekter i fisk nedströms avloppsreningsverk. Det finns ett stort behov att komplettera kunskapsunderlaget kring eventuella effekter av läkemedelsrester i miljön och ett nytt forskningsprogram,

⁹ TBT = tributyltenn.

¹⁰ PFOS = perfluoroktansulfonal.

MistraPharma¹¹, har utarbetats för att identifiera miljörisiker för de läkemedel som finns på den svenska marknaden.

4.3.4 Främmande arter – påverkan från allmänhet, markägare, friluftsliv och på grund av slumpen?

En främmande art är en växt, ett djur, en svamp eller en mikroorganism som med människans hjälp har spridits utanför sitt naturliga utbredningsområde. Detta kan ha skett avsiktligt genom utplanteringar eller av misstag. En del av dessa nya arter ställer till problem i våra hav, sjöar och vattendrag och på land, andra gör det inte. Konsekvenserna av att främmande arter introduceras i våra vatten är till stor del okända men det finns några exempel på när främmande arter kraftigt har påverkat inhemska arter och miljöer.

I några av de norra distriktens vatten har utsättningar av bäckröding och kanadaröding gjort att de inhemska fiskbestånden har trängts undan. Bäckröding och kanadaröding kan även reproducera sig i svenska vatten och kan i vissa fall bilda hybrider med inhemska röding. Andra arter som ställer till med problem i våra nordsvenska vatten är mink, signalkräfta och växten vattenpest.

Det mest kända exemplet, i de södra distrikten, är inplantningen av signalkräfta som nästan helt har slagit ut de ursprungliga bestånden av flodkräfta. Signalkräftan är bärare av svampsjukdomen kräftpest, en sjukdom som snabbt slår ut den inhemska flodkräftan medan signalkräftan är mer motståndskraftig. Sedan slutet av 1960-talet har signalkräftan legalt utplanterats i ett stort antal syd- och mellansvenska vatten. I princip har samtliga huvudvattendrag i södra Sverige med genomflutna sjöar stora bestånd av signalkräfta som utplanterats med tillstånd från berörda myndigheter. I nuvarande lagstiftning är det förbjudet att i Sverige plantera ut främmande arter som signalkräfta i andra vatten än där de tidigare satts ut med tillstånd. Illegala utplanteringar förekommer dock i stor omfattning, trots insatser för att informera om konsekvenserna av illegala utsättningar. Varje år upptäcks flera nya bestånd av illegalt utplanterade signalkräftor som har utrotat de lokala bestånden av flodkräfta.

En annan främmande art som har bedömts utgöra ett problem i flera av de södra distriktens vattenförekomster är den näckros-

¹¹ www.mistrapharma.se

liknande flytbladsväxten sjögull, som på sina håll har konkurrerat ut en stor del av den naturliga floran och vandrarmusslan.

4.3.5 Vattenuttag – påverkan från hushåll och industri

I ett internationellt perspektiv är vattenresurserna i Sveriges vattendistrikt stora. Det är endast ett fåtal ytvattenförekomster i Norra Östersjöns vattendistrikt, det mest tätbefolkade av de fem vattendistrikten, som har bedömts ha problem med vattenuttag. I södra Östersjöns och Västerhavets vattendistrikt finns det lokalt problem på Gotland, Listerlandet och Bjärehalvön samt lokalt i framför allt kusttrakterna. Hushållens uttag står i Norra Östersjöns vattendistrikt för merparten av vattenuttaget genom kommunala vattenverk och enskilda uttag. I Bottenvikens, Bottenhavets, Södra Östersjöns och Västerhavets vattendistrikt svarar industrin för merparten av vattenuttaget, även om hushållens vattenuttag är stora i de södra vattendistrikten.

Grundvatten finns överallt, men med väldigt stor variation i tillgången. Generellt är det bara i de stora rullstensåsar som tillgången är riklig.

Lokalt förekommer vattenbrist under varma eller torra perioder. Berg- och moränterrängen innehåller generellt små grundvattenresurser, särskilt i skärgårdslandskapet. Vid etablering av bebyggelse har inte alltid tillgången på vattenresurser i området beaktats i tillräcklig omfattning.

Överutnyttjandet kan leda både till vattenbrist och att man förorenar grundvattenresursen med saltvatten. Saltvatteninträngning i grundvatten utgör ett stort problem i delar av kust- och skärgårdsområdet samt i områden som täcktes av havsvatten efter istiden. Det är framför allt i mindre grundvattenmagasin som problem med överutnyttjande kan uppstå och dessa små förekomster utgör i dagsläget inte grundvattenförekomster inom vattenförvaltningen.

4.3.6 Fysisk påverkan

För att vinna mark, för att förbättra produktionen inom jord- och skogsbruk, för att möjliggöra bebyggelse, skapa sjötrafikleder och utvinna energi m.m., har människan under generationer förändrat

vattenlandskapet. Ingrepp i vattenmiljön som sjösänkning, dämning, utdikning och muddring har varit vanligt. Förutom de positiva effekterna för produktion och samhälle, har förändringarna också medfört allvarliga konsekvenser för den ekologiska statusen i vattnen och förändrat tillståndet i sjöar, vattendrag och hav. Många av de fysiska störningarna utgör i dag det största hindret för att uppnå god ekologisk status i våra vatten.

Fysisk påverkan på grundvattenförekomster

För grundvattenförekomster i naturgrusformationer är ofta den potentiella fysiska påverkansbelastningen stor. Grusutvinning är den verksamhet som står för den största fysiska påverkan. Vägnätet på eller i anslutning till flera av de större åsarna innebär också en potentiell påverkan.

Kontinuitetsförändringar

I många vattendrag förekommer artificiella vandringshinder i form av dammar, fellagda vägtrummor etc., som hindrar vandrande fisk att ta sig upp i vattendragen. Det finns flera exempel på att lokala värdefulla bestånd av bland annat öring har utrotats på grund av människans fysiska ingrepp i miljön. En annan art som påverkats negativt av fysiska hinder är ålen, som utestängts från större delen av uppväxtområdena i sötvatten genom vandringshinder som försvårar eller omöjliggör såväl uppvandring som utvandring i vattendragen.

En stor del av vandringshindren är gamla vattenanläggningar som i dag inte fyller något syfte, men utgör hinder för att uppnå naturligare förhållanden och en bättre vattenekologi. Intressekonflikter kan uppstå i vissa fall då kulturhistoriskt värdefulla bruksmiljöer, gamla kvarnar etc. utgör vandringshinder. Det kan också uppstå konflikter med vattenkraftsintressen i de fall kraftverksdammarna utgör vandringshinder. Vandringshinder i form av fellagda vägtrummor kan åtgärdas relativt enkelt medan det kan krävas större åtgärder för att skapa vandringsvägar förbi större anläggningar som dammar.

Morfologiska förändringar

I slutet av 1800-talet fanns ett starkt tryck på att utöka den odlingsbara marken på grund av en kraftigt växande befolkning. I hela landet genomfördes då omfattande rätningar av vattendrag, utdikningar och sjösänkningar i syfte att vinna ny mark. Dessa stora förändringar i landskapet medförde en rad negativa konsekvenser för tillståndet i sjöar och vattendrag.

Sjösänkningar leder bland annat till ett kraftigt påskyndande av igenväxningsprocessen och en ökad övergödningsproblematik. Rätning, kanalisering och rensningar av vattendrag gör att vattnet strömmar snabbare, vilket i sin tur bland annat medför att retentionen av näringsämnen i vattendraget minskar. Naturliga vattendrag slingrar sig ofta genom landskapet (meandring) och har en stor variation i bottensubstrat, strandvegetation m.m. Uträtade och rensade vattendrag saknar till stor del denna heterogenitet och livsmiljöerna för exempelvis bottenlevande djur och fiskar blir därför mycket begränsade.

Den kraftiga utdikningen av jordbruks- och skoglandskapet har också inneburit att antalet våtmarker har minskat kraftigt vilket har fått en rad konsekvenser. Våtmarker och sjöar har en utjämnande effekt på avrinningen och när dessa buffringsmagasin tas bort ökar känsligheten vid såväl höga flöden som under torrperioder. Med ett varmare klimat förväntas problemen med översvämningar och torrperioder öka ytterligare i framtiden. Våtmarker har också en viktig renande effekt och det minskade antalet våtmarker har bidragit till en förvärrad övergödningsproblematik. När antalet våtmarker och småvatten i landskapet minskar, försvinner också viktiga biotoper för ett stort antal fåglar, groddjur och andra organismer.

Flödesregleringar

I vattensystem som utnyttjas för kraftproduktion regleras vattennivåerna på ett sätt som kan innebära konsekvenser för det ekologiska tillståndet i vattnet. Hur stora effekterna blir beror bland annat på regleringsgraden, tidpunkten för regleringen och känsligheten i det vattensystem som regleras.

De vatten som främst är påverkade är de utbyggda älvarna i norr där älvens flödesmönster förändrats, exempelvis flödenas storlek

och varaktighet samt en förändrad årsrytm där framför allt vårflodens flödestoppar är borta som i grunden förändrat vattendragens ekosystem.

4.4 Program för övervakning av vattnets tillstånd

Vattenförvaltning innebär att vattenmyndigheterna ska skaffa sig en bild av vattenstatusen och fastställa åtgärdsprogram för att rätta till brister och nå god vattenstatus. Vattenmyndigheterna har som framgick av avsnittet ovan identifierat påverkan från punktkällor, diffusa källor och historisk belastning. Utöver detta ingår också att se till att program för övervakning upprättas och genomförs¹². Den operativa övervakningen ska ingå som en del i åtgärdsprogrammen.

4.4.1 Nationell miljöövervakning i Sverige

I dag genomförs miljöövervakning i Sverige av många olika aktörer och av flera olika anledningar och med olika syften. En nationell samordnad miljöövervakning¹³ har funnits i Sverige i mer än trettio år, och utvecklats och förfinats löpande. För miljöövervakningen gäller att den ska vara anpassad till lagstiftningen om miljö kvalitetsnormer, ska inriktas mot uppföljning av de nationella miljö kvalitetsmålen och ge samlad information om miljö tillståndet samt effekter av sådana skeenden i samhället som är av betydelse för en hållbar utveckling. Miljöövervakningen ska samordnas och fogas in i enhetliga system på nationell och regional nivå. Den nationella miljöövervakningen är indelad i olika programområden, varav hav & kust, sötvatten, grundvatten och miljögiftssamordning har kopplingar till vattenförvaltningen. Totalt uppgick budgeten för år 2008 till 188 miljoner kronor. De nya krav på vattenrelaterad övervakning som ramdirektivet för vatten föranledde tillgodosågs delvis genom ett budgettillskott på 49 miljoner kronor under åren 2007–2008.

Enligt miljöbalken ställs också direkta krav på recipientkontroll i verksamhetsutövares egenkontrollprogram. Länsstyrelser, kommuner och ideella organisationer samlar också in stora mängder data av miljöövervakningskaraktär. Mycket av den information som

¹² Se RDV artikel 8 och VFF 7 kap. i 1:a paragrafen.

¹³ Se bl.a. Samordnad Miljöövervakning i Sverige, broschyr från Naturvårdsverket.

i dag samlas in skulle kunna användas för att täcka behovet av information för den operativa övervakningen enligt ramdirektivet, men det finns också problem angående tillgänglighet och innehåll.

4.4.2 Vilka krav på övervakning ställs enligt ramdirektivet för vatten?

Enligt vattenförvaltningsförordningen och ramdirektivet för vatten ställs följande krav när det gäller övervakning av yt- och grundvatten;

Kravet för ytvatten är:

1. *Kontrollerande övervakning* minst vart 6:e år på "alla" parametrar.
2. *Operativ övervakning* på de vattenförekomster som inte klarar miljökvalitetsnormerna, men endast för de parametrar som är intressanta.
3. Undersökande övervakning där det behövs för att klara ut orsakssamband, åtgärder, risk o.dyl.

Kravet för grundvatten är:

1. Kontrollerande övervakning minst vart 6:e år på "alla" parametrar.
2. Operativ övervakning på de vattenförekomster som finns i risk att inte klara miljökvalitetsnormerna eller för att följa trendutvecklingen.

Det finns möjlighet att gruppera vattenförekomster vid framför allt kontrollerande övervakning, och troligen även operativ övervakning om det är samma parametrar/påverkan som ska följas upp. Beroende på hur man grupperar kan troligen övervakningsinsatserna för den kontrollerande övervakning hållas nere.

För den operativa övervakningen finns en möjlighet att begränsa parametrarna med hänsyn till påverkan. Uppskattningsvis är det cirka 50 procent av ytvatten som inte klarar miljökvalitetsnormer för ytvatten i dag (fler finns i riskzonen för att inte klara miljökvalitetsnormerna). Avseende grundvattnet är det cirka 5 procent

som inte klarar miljö kvalitetsnormerna för grundvatten, samt cirka 20 procent som är i riskzonen som därmed också ska övervakas.

4.4.3 Vattenanvändarnas ansvar för övervakning av vattenmiljön

Havsmiljöutredningen¹⁴ behandlade frågan om vattenanvändarnas ansvar för övervakning av vattenmiljön. Utredaren konstaterar att det finns stora likheter mellan den befintliga recipientkontrollen och den operativa och undersökande övervakning som införts med vattendirektivet, även om begreppen förändrats. Det handlar om att fastställa hur påverkat ett visst vattenområde är, antingen i förhållande till ett bakgrundsvärde enligt recipientkontrollen eller i förhållande till en fastställd miljö kvalitetsnorm enligt ramdirektivet för vatten. Det handlar i båda fallen om att bedöma omfattningen av utsläppen och öka kunskapen om sambanden mellan utsläpp och effekter i miljön. Den undersökande övervakningen ska liksom recipientkontrollen utgöra underlag för vidtagande av åtgärder.

De rättsliga möjligheterna att ställa krav på miljöövervakning i dagens svenska lagstiftning är enligt Havsmiljöutredningen begränsade jämfört med vad som förväntas ingå i den operativa och undersökande övervakningen. Den övervakning som föranleds av ramdirektivet för vatten handlar inte om tillsyn i den bemärkelse som begreppet har i 26 kap. miljöbalken. Nya regler om verksamhetsutövarnas ansvar för övervakning borde enligt Havsmiljöutredningen därför sammanföras med bestämmelserna om vattenförvaltning under 5 kap. miljöbalken.

I Havsmiljöutredningen föreslog utredaren att vattenanvändarnas ansvar för operativ och undersökande övervakning av vattenmiljön i enlighet med ramdirektivet för vatten skulle förtydligas i svensk lagstiftning. Eftersom sådan övervakning föranleds av att vattnet kvantitativt eller kvalitativt är påverkat är det rimligt att vattenanvändarna står för genomförande och kostnader. Detta överensstämmer enligt utredaren också med principen att förorenaren betalar och med kraven på kostnadstäckning enligt ramdirektivet för vatten.

I Havsmiljöutredningen föreslogs vidare att vattenmyndigheterna skulle ges rättsliga befogenheter att förelägga enskilda vattenanvändare att delta i eller bekosta övervakningsprogram.

¹⁴ SOU 2008:48, En utvecklad havsmiljöförvaltning. (Se också avsnitt 2.3.)

Bestämmelser skulle i så fall införas i 5 kap. miljöbalken och i vattenförvaltningsförordningen¹⁵. Utredaren konstaterade vidare att vattenavgifter sannolikt är en förutsättning för att även mindre verksamheter, t.ex. enskilda avlopp, och diffusa källor ska kunna inkluderas. För att uppnå full kostnadstäckning ansåg utredningen att regeringen borde utreda hur vattenavgifter kan användas som ett komplement till föreslagna regelförändringar.

4.4.4 Tillgång till (befintlig) information för övervakning och möjlighet till finansiering av tillkommande övervakningskostnader

Det finns oklarheter kring hur den information som finns tillgänglig som ett resultat av undersökningar gjorda med anledning av andra bestämmelser (t.ex. egenkontrollen) eller andra typer av åtaganden ska kunna användas av vattenmyndigheterna för att fylla deras behov av information. Den recipientkontroll som genomförs i och med egenkontrollprogrammen genomförs inte alltid i den omfattning, på de platser eller med de metoder som krävs enligt ramdirektivet för vatten och vattenförvaltningsförordningen. Den enskilde utföraren har inte heller någon skyldighet att tillgodose kraven enligt vattenförvaltningsförordningen, utan befintlig recipientkontroll bedrivs utifrån verksamhetsutövarens egentliga syfte. Den aktuella tillsynsmyndigheten har heller inte juridiskt stöd för att detaljreglera en verksamhet utifrån krav på övervakning enligt vattenförvaltningsförordningen.

I praktiken kommer vattenmyndigheterna att vara beroende av data från andra myndigheter och organisationer när det gäller övervakningen. Den statligt finansierade nationella miljöövervakning som Naturvårdsverket i dag ansvarar för kommer troligen att behöva utgöra grunden för det arbetet. Länsstyrelserna har i uppgift att genomföra den miljöövervakningen på regional nivå och samordna den med annan regional övervakning.¹⁶ Även många kommuner har omfattande provtagningsprogram i funktion.

Enligt artikel 9 i ramdirektivet för vatten ska principen om kostnadstäckning och principen att förorenaren betalar beaktas.¹⁷ Detta omfattar också kostnader för övervakning och kontroll. Det

¹⁵Förordning 2004:660 om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

¹⁶T.ex. i kustområden är recipientkontrollprogrammen, ofta med vattenvårdsförbund som ansvarig organisation, de viktigaste aktörerna när det gäller insamling av miljödata.

¹⁷Gäller specifikt vattentjänster.

kommer dock inte alltid vara möjligt att identifiera en potentiell aktör som är kopplad till den specifika eller antagna vattenpåverkan. Därför kan en tillkommande finansiering behövas, även om det i vissa fall kommer att gå att ålägga vissa av vattenanvändarna betalningsansvar. Den nationella och regionala miljöövervakningen som finansieras av skattemedel kommer att vara ett komplement till behovet av information för den operativa övervakningen.

4.5 Tillgängliga åtgärder per problemområde och en kostnadsuppskattning

Åtgärder innebär en fysisk eller beteendemässig förändring i syfte att minska till exempel kväve- och fosforbelastningen, det vill säga beskriver vad man kan göra för att lösa det aktuella problemet. Åtgärder för att uppnå eller behålla god status i vattenmiljön tillgängliga inom vart och ett av de sex problemområden kopplade till vattenförvaltningen redovisas nedan.¹⁸ I avsnittet redovisas dels uppskattade totala kostnader för de åtgärder som redan vidtas inom problemområdet, dels uppskattade tillkommande kostnader för åtgärder inom vattenförvaltningen för att nå målen god kemisk eller god ekologisk status och sedan bibehålla denna nivå.

En uppräknings av möjliga åtgärder blir i princip aldrig komplett. Dels finns det plats- och anläggningsspecifika åtgärder som inte ryms i en generell och översiktlig beskrivning. Dessutom kan nya åtgärder bli tillgängliga i framtiden via ökad kunskap och teknisk utveckling. En viktig egenskap hos ett miljöpolitiskt styrmedel är just att stimulera innovationer och framtagandet av nya, billigare, åtgärder som inte är kända idag. (Att styrmedel bör utformas så att de ger incitament till för tillfället okända åtgärder, framgår av senare kapitel i detta betänkande). Vidare är det viktigt att, vid läsningen av nedanstående genomgång, vara medveten om att alla kostnadsuppskattningar är osäkra.¹⁹ Detta gäller för redan nu

¹⁸ För fler förslag på konkreta åtgärder se bl.a. Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan, Naturvårdsverket (maj 2008), Rapport 5830 och delrapport Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan – Förslag till nationell åtgärdsplan, Naturvårdsverket (juli 2009) samt 64 åtgärder inom jordbruket för god vattenstatus, Jordbruksverket, Rapport 2008:31. Åtgärder som redan vidtas framgår av Landsbygdsprogram för Sverige 2007–2013.

¹⁹ I vattenmyndigheternas beslut i december 2009 har en något annorlunda indelning av miljöproblemen i Åtgärdsprogrammen redovisats och nya kostnader beräknats. Vattenprisutredningen bedömer dock att problembeskrivningarna generellt täcker in de åtgärdsbehov som föreligger samt att kostnadsramarna anger storleken på de insatser som behövs för vattenmiljön.

kända åtgärder, men i synnerhet när man beaktar möjligheten att kostnaderna kan sjunka över tiden genom utvecklandet av ny kunskap och teknologi.

4.5.1 Försurning

Åtgärder mot försurning har pågått sedan 1970-talet. De viktigaste åtgärderna har varit att minska utsläppen av försurande ämnen, och därmed nedfallet, på mark och vatten. Såväl nationella som internationella åtgärder har genomförts, med bl.a. minskning av svavel i bränslen och förbättrad rening av utsläpp, och under de senaste decennierna även åtgärder mot utsläpp av kväveoxider. Minskande nedfall kan noteras från alla mätningar, och i flera sjöar inom försurningsdrabbade områden kan man nu se en återhämtning i vattenkvaliteten. Modellberäkningar visar också på att försurningsproblematiken för huvuddelen av Sverige kommer att ha avklingat om 10–20 år.

Även om det nationella och internationella åtgärdsarbetet²⁰ med att reducera utsläppen har varit framgångsrikt, så redovisas fortfarande ett stort antal vattenområden som är tydligt påverkade av försurningsförhållanden. Kalkning genomförs av ett stort antal vatten för att minska de utarmande ekologiska effekterna av det sura nedfallet. Det kommer att vara viktigt för många vatten under de närmaste 10–20 åren, men omfattningen kan förutspås kunna minskas successivt efterhand som förhållandena förbättras, om nuvarande trend håller i sig.

Skatt på olika energislag och energiproduktion utgår och betalas in till statsbudgeten.²¹ Kalkningsåtgärder finansieras över statsbudgeten. Den finansiella kostnaden för att reducera försurningen genom kalkningsåtgärder uppgår i dag till cirka 200 miljoner kronor per år.

Kvarstående åtgärdskostnad per år

Åtgärdskostnaden för fortsatt kalkning för att säkerställa vattenförvaltningens behov de kommande 10–20 åren beräknas uppgå till cirka 150 miljoner kronor per år i genomsnitt.

²⁰ Takt direktivet 2001/81/EG och LRTAP-konventionen om gränsöverskridande långväga luftföroreningar.

²¹ Se vidare kapitel 5 om ekonomiska styrmedel.

4.5.2 Övergödning

Åtgärder mot antropogen övergödning har pågått sedan åtminstone 1950-talet. Etablerande av vattentoaletter i många fastigheter under första halvan av 1900-talet för att förbättra framför allt stadsmiljön och hälsosituationen, ledde till kraftfull övergödning av sjöar, vattendrag och kustområden när avloppet leddes rakt ut i vattnen utan rening.

Va-verk

Av miljö- och hälsoskäl påbörjades utbyggnaden av *avloppsreningsverk*, och den stora utbyggnaden skedde under 1950–1970-talen. En markant förbättring av syreförhållanden och fosforhalter noterades efter utbyggnad med biologisk rening. Successivt har ökade krav på reningen införts när man fortsatt har sett att effekter av övergödning finns kvar. Reningsgraden är i dag generellt hög i de flesta reningsverk, även om den varierar inom landet, men avloppsreningsverken utgör fortfarande en av de största källorna till övergödande ämnen. Det beror till stor del på att huvuddelen av allt avloppsvatten från hushåll och företag behandlas i avloppsreningsverken. Inom områden med övergödda sjöar och kustvatten behöver därför ytterligare rening genomföras för att minska tillförseln till en nivå som vattenmiljön kan ta omhand. Det innebär att nuvarande teknik behöver utvecklas eller kompletteras, alternativt att man utnyttjar annan teknik. Det uppskattade behovet av minskning från reningsverken uppgår till 20–50 procent inom de tre södra vattendistrikten, och med en variation mellan olika avrinningsområden.

Det krävs åtgärdsinsatser vid va-verken på cirka 13 000–15 000 miljoner kronor per år för att förse abonnenterna med dricksvatten och upprätthålla dagens reningsnivå. Av detta står avloppsverken för cirka två tredjedelar, dvs. 8 000–10 000 miljoner kronor per år. Va-kostnaderna finansieras i dag med avgifter på va-kollektivet.

Tillkommande åtgärds kostnad – va-verken

För att förbättra reningen vid avloppsreningsverken i Sverige i enlighet med vattenförvaltningens behov bedöms att kostnaden kommer att öka med cirka 10 procent, dvs. med 800–1 000 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren.

Industri

Industrin har en likartad utvecklingshistoria. Den stora utbyggnaden av reningsverk för industrin skedde under 1960–1980-talen och samtidigt överfördes en del avloppsvatten från industrin till avloppsreningsverken. I dag utgörs industrin utsläpp en mindre del av den totala tillförseln, men enstaka industrier har stor betydelse i enskilda avrinningsområden eller kustområden. Flera av dessa industrier behöver förbättra sin rening, antingen genom utveckling av nuvarande teknik eller genom komplettering med annan teknik. Det uppskattade behovet av minskning från industrin varierar för olika vattenområden, men kan uppskattas till 10–50 procent inom de tre södra vattendistrikten, och med lokala insatser i de två norra vattendistrikten.

Vattenrelaterade miljöskyddskostnader för den vattenintensiva industrin i Sverige för att uppfylla nuvarande lagkrav uppskattas till cirka 2 500 miljoner kronor per år. Det är industrin som står för reningskostnaden, antingen genom eget reningsverk eller genom att vara anslutet till det kommunala avloppsreningsverket.

Tillkommande åtgärdskostnad – industrin

För att förbättra reningen vid den vattenintensiva industrin i Sverige i enlighet med vattenförvaltningens behov bedöms enligt en översiktlig kalkyl att kostnaden kommer att öka med cirka 10–15 procent, dvs. med 250–400 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren.

Jordbruk

Jordbrukets antropogena tillförsel av övergödande ämnen till vattenmiljöer är betydande i de jordbruksdominerade områdena i södra Sverige. I Norrland förekommer det lokal påverkan. Utsläppen kommer från såväl växtodling som djurhållning samt enskilda avlopp. I många jordbruksområden är tillförseln från dessa källor den totalt dominerande, medan det i större avrinningsområdena är flera källor som bidrar till övergödningen. Åtgärder har genomförts i form av utbyggnad av lagringskapacitet för stallgödsel, begränsningar av mängden stallgödsel som får spridas per hektar (djurtäthet) utifrån dess fosforinnehåll, spridnings-

förbud och restriktioner för främst stallgödsel och andra organiska gödselmedel och krav på andel höst- eller vinterbevuxen mark samt åtgärder för att begränsa ammoniakavgången vid lagring och spridning av stallgödsel. Dessutom finns det möjligheter till miljöersättningar inom ramen för landsbygdsprogrammet 2007–2013. Insatser inom programmet är t.ex. ersättningar för anläggning av skyddszoner och våtmarker. Genomförda åtgärder har beräknats till att minska utsläppen till vattendrag och sjöar av kväve med 22 procent mellan åren 1985–1995 och cirka 10–15 procent mellan åren 1995 och 2005. Minskningen av fosforutsläppen har inte beräknats för perioden 1985 till 1995. Däremot har fosforutsläppen skattats minska med 7 procent under perioden 1995–2005. Det har emellertid varit svårt att visa på någon påtaglig minskning i vattenmiljöerna. Därför behöver ytterligare åtgärder genomföras, som i huvudsak inriktar sig på att behandla det avrinnande vattnet från åkermarken, för att fånga upp och rena bort näringsämnen och partiklar. Olika tekniker används inom avloppsreningsverk, industrier och enskilda avlopp, men har ännu bara testats i pilotområden för jordbruksmark. Våtmarker, skydds- och översilningszoner, olika typer av dammar, naturliga filter med kalk, sand eller leca-kulor, olika mekaniska filter, fällning eller minireningsverk²² kan vara aktuella beroende på område, topografi, jordart och markvärde. Att nya tekniker inte har testats i större omfattning kan bl.a. bero på att de kan medföra betydande inskränkningar i driften vilket leder till höga kostnader. Reningskostnaden per kg kväve och fosfor beräknas ofta vara lägre för avloppsreningsverk än för jordbruksmark vilket skulle kunna motivera att man behandlar avrinningsvattnet från jordbruksmark i reningsverk i starkt påverkade områden.

Det uppskattade behovet av minskning av näringsämnen från jordbruksmark varierar för olika avrinningsområden, men kan uppskattas till 10–50 procent inom de tre södra vattendistrikten, och med lokala insatser i de två norra vattendistrikten. Vattenmyndigheterna har beräknat tillkommande åtgärds-kostnader utifrån kostnaden för att anlägga våtmarker och kantzoner, vilket är känd teknik men som kräver förhållandevis stora markområden och inte alltid är effektiv eller har låg kostnad.

²² Bl.a. forskning vid Sveriges Lantbruksuniversitet visar på tveksamheter i samband med minireningsverk.

Precis som för industrin har kostnader fortlöpande lagts på jordbruket som en konsekvens av skärpt lagstiftning. De kostnader för åtgärder som jordbruket har vidtagit och fortfarande vidtar är svåra att uppskatta, framför allt som en årlig kostnad, men LRF²³ anger att jordbrukarna har investerat cirka 20 000 miljoner kronor sedan 1980-talet för att uppfylla olika lagkrav.²⁴ Dessa investeringskostnader avser nya gödselvårdsanläggningar m.m.

Förutom detta har åtgärder vidtagits bl.a. inom ramen för de svenska landsbygdsprogrammen i form av våtmarker, fånggrödor, kantzoner, rådgivning m.m.²⁵ För dessa åtgärder utgår investeringsstöd, ersättning per hektar eller för skötseln av t.ex. en våtmark. Ersättningen beräknas för åren 2007–2013 komma att uppgå till cirka 2 500 miljoner kronor.²⁶

Tillkommande åtgärdskostnad – jordbruket

För att förbättra reningen från jordbruksmark enligt vattenförvaltningens behov bedöms att kostnaden kommer att uppgå till cirka 500–1 000 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren. Dessa tillkommande åtgärdskostnader är uppskattade utifrån dagens kostnad för våtmarker och kantzoner, vilket är känd teknik. Våtmarker och kantzoner kräver dock förhållandevis stora markområden, varför annan teknik kan vara effektivare och billigare.

Enskilda avlopp

Enskilda avlopp har en betydande påverkan på övergödnings-situationen i många avrinningsområden, och ibland kan de vara den dominerande källan. Åtgärdsarbete pågår inom många kommuner, men det uppskattas att ungefär hälften av de 800 000–1 000 000 enskilda avloppen inte har en tillfredsställande reningsfunktion. Då inkluderar det många enskilda avlopp som bara nyttjas under en kort säsong. Reningsgraden behöver förbättras inom många områden med övergödda sjöar och kustvatten. Det finns flera olika tekniker för åtgärderna. Vattenmyndigheterna bedömer att det i detta fall är incitament för implementering som saknas. Det upp-

²³ Lantbrukarnas Riksförbund.

²⁴ Investeringskostnader kan inte rakt av jämföras med årliga kostnader.

²⁵ Se vidare kapitel 5.

²⁶ Summan är inklusive den svenska medfinansieringen.

skattade behovet av minskning från enskilda avlopp uppgår till 10–50 procent av dagens nivåer inom de tre södra vattendistrikten eller lokalt inom de norra distrikten.

Kostnaderna för en enskild avloppsanläggning är framför allt en investeringskostnad, och investeringen kan behöva uppgraderas efter några år. Det är fastighetsägaren som står för investeringskostnaden, alternativt anslutningskostnaden till ett kommunalt avloppsnät om det är ett alternativ.

Tillkommande åtgärdskostnad – enskilda avlopp

För att förbättra reningen från enskilda avlopp enligt vattenförvaltningens bedöms att kostnaden kommer att uppgå till cirka 400–500 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren. (Kostnaden motsvarar en uppgradering på 4–8 000 enskilda avlopp/år á 50–100 000 kronor/styck).

Påverkan från tidigare verksamheter

Många sjöar, vattendrag och kustområden har under lång tid blivit påverkade av näringsämnen, syretärande ämnen och partiklar. Denna *historiska belastning* finns kvar i sediment i vattensystemet och påverkar det, även om det är svårt att uppskatta omfattningen. Övergödningen har även medfört förändringar i plankton-, bottenfauna- och fisksamhällena så att de i dag har en annan sammansättning. Det nya tillståndet är ofta så förändrat att det inte återhämtar sig själv till ett mera naturligt tillstånd utan hjälp med biotopförändringar, bindning av näringsämnena och biomanipulation (förändring av fiskfaunan genom utfiskning av karpfisk). Flera restaureringsinsatser har genomförts under åren genom en kombination av statliga medel, kommunala bidrag, landstingsfonder och delvis privata medel och arbetsinsatser. Åtgärderna har varit mer eller mindre lyckade på grund av hur insatsen har utformats, men oftast har resultatet varit positivt. Oftast behöver emellertid åtgärderna upprepas en eller flera gånger för att det nya tillståndet ska bli bestående.

Åtgärdskostnaden för dessa restaureringsinsatser är svåra att uppskatta. Vissa kostnadsbedömningar finns, kostnader för genomförd biomanipulation i några sjöar har varierat mellan 1–10 miljoner

kronor per sjö, men detta är starkt beroende av sjöns storlek. Fällning av bottensediment har genomförts i några sjöar och kan uppskattas till cirka 1 miljon kronor för en mindre sjö. Biotopförbättringar i vattendrag kan ofta vara ganska billiga åtgärder.

Tillkommande restaureringskostnad – restaureringsinsatser

För att restaurera cirka 1 000 sjöar i Sverige enligt vattenförvaltningens behov bedöms att kostnaden kommer att uppgå till cirka 1 000 miljoner kronor för de kommande 10 åren, dvs. cirka 100 miljoner kronor per år.

4.5.3 Miljögifter

Många sjöar, vattendrag och kustområden har under lång tid blivit påverkade av olika metaller och organiska ämnen. Ofta finns det förhållandevis låga halter av dessa i vattnet, då åtgärder mot utsläpp har varit framgångsrika. Ämnena ansamlas emellertid i sedimenten och bioackumuleras i fisk och andra djur (biota). Mätningar i biota kan visa på betydligt högre värden än vad vattenkvaliteten visar, och delvis utgörs den av den historiska belastningen som finns kvar i sediment i vattensystemet och påverkar detta.

Kunskapen om ämnena är bristfällig. Direktivet om prioriterade ämnen²⁷ riktar in sig på ett begränsat antal ämnen (33 + 8 ämnen), varav analyser visar att det är endast ett fåtal som inom några vattenförekomster överskrider angivna miljökvalitetsnormer. För kvicksilver i fisk är miljökvalitetsnormen lägre än bakgrundsvärdet för fisk i alla svenska vatten. Mätningarna av de prioriterade ämnena är emellertid långt ifrån heltäckande. Åtgärdsinsatser har med hänsyn till kunskapsunderlaget i huvudsak inriktat sig på att ta fram mer data.

Vilka av de särskilda förorenande ämnena som har påverkan på den ekologiska statusen (i princip kan det avse alla övriga ämnen) finns det alltför dåligt underlag för att uttala sig om. De mätningar som görs i dag sker i liten omfattning, framför allt genom statlig miljöövervakning, vattenvårdsförbund eller genom recipientkontroll.

²⁷ 2008/105/EG.

Tillkommande provtagningskostnad – miljögifter

Kostnaderna för utökad och förbättrad provtagning och analys av vattenförekomsterna för att utreda kemisk status i enlighet med vattenförvaltningens behov uppskattas till 500–1 000 miljoner kronor för de kommande 10 åren, dvs. cirka 50–100 miljoner kronor per år.

4.5.4 Fysisk påverkan

Större delen av det svenska vattenlandskapet har utsatts för fysisk påverkan i form av sänkningar av sjöar, dämning av sjöar, nivåregleringar, rätning och kulvertering av vattendrag, dammar, omledningar, rensningar, markavvattning, flottledsrensning, förändring av markanvändningen kring vattnen, vattenuttag, utfyllnader, hamnar och annat vattenbyggande. Det är inte alla fysiska förändringar som har medfört en förändring av det ekologiska tillståndet, men ofta ingår de i en kedja av vattenverksamheter som medför en betydande påverkan på tillståndet.

Det genomförs många enskilda insatser för att förbättra tillståndet i enskilda vattenförekomster eller i andra vatten. Det kan vara att ta bort vandringshinder, förbättra biotoperna med forssträckor och lekbottnar, anlägga fasta överfarter av vattendrag, höja vattenståndet i avsänkta sjöar och våtmarker mm. Någon samlad kostnadsbild för insatserna finns inte, men de utgörs till största delen av fiskevårdsanslaget²⁸ och naturvårdsmedel²⁹ som Naturvårdsverket betalar ut. Sammanlagt kan detta uppskattas till 50–100 miljoner kronor per år.

Kostnaderna för att åtgärda fysiska störningar för att uppfylla målen enligt vattenförvaltningen, ålförordningen och miljö kvalitetsmålet *Levande sjöar och vattendrag* har utretts av Naturvårdsverket.³⁰ Naturvårdsverket uppskattar kostnaden till 6 000–13 000 miljoner kronor i Sverige för nå de olika målen, vilket motsvarar cirka 300–650 miljoner kronor per år under 20 år.

²⁸ Fiskeriverkets anslag 1:17.

²⁹ Naturvårdsverkets anslag 1:3 och 1:12.

³⁰ Bedömda behov av åtgärder och medel för restaurering av sjöar och vattendrag, Rapport 2009-03-26, Naturvårdsverket.

Tillkommande kostnader för att åtgärda fysiska störningar

Kostnaderna för att förbättra vattenmiljöerna enligt vattenförvaltningens behov beräknas uppgå till cirka 300 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren.

4.5.5 Skydd av dricksvattentäkter

Att skapa ett långsiktigt skydd för dricksvattenresurser och dricksvattenkvalitet så att dricksvatten kan tillhandahållas på ett säkert sätt utan avancerad reningsteknik är ett av målen med vattendirektivet. Det kräver en långsiktig vattenplanering, och att samhällsplaneringen i övrigt även beaktar detta viktiga samhällsintresse. Vattenförsörjningen sker till hälften från ytvatten, och den andra hälften kommer från grundvatten, som normalt har ett bättre naturligt skydd. Årligen förekommer utbrott av vattenburen smitta genom dricksvattensystemet, och olyckstillbud med risk för förorening av råvattentäkterna.

Den vanligaste åtgärden för att minska riskerna för vattenförsörjningen är att bilda skyddsområden med skyddsföreskrifter. Andra viktiga insatser handlar om att tillse att verksamheter och samhällsbyggande skapar utrymme för dessa vattenresurser samt att ledningssystem m.m. planeras och underhålls på ett säkert sätt. Vattenskyddet för grundvatten kan oftast planeras och genomföras inom avgränsade områden som ger ett godtagbart skydd, även om det inte alltid genomförs av olika skäl. För ytvatten är det svårare med tanke på att det ofta berör hela eller stora delar av ett avrinningsområde. Inom dessa områden blir det viktigare med att miljöhänsynen ökas och genomförs i hela området.

Vattenskyddet omfattar i dag drygt hälften av alla vattentäkter, men skyddsföreskrifter och avgränsningar behöver uppdateras för de flesta områden. Många nya eller uppdaterade vattenskyddsområden bildas varje år, men takten är alltför långsam för nå målen i tid. Skyddsföreskrifter innebär i regel inskränkningar i handlingsmöjligheterna för verksamhetsutövare; exempelvis att jordbrukares möjligheter att använda bekämpningsmedel begränsas. Även om sådana föreskrifter inte leder till några finansiella utgifter för staten så är verksamheternas minskade vinster en samhällsekonomisk kostnad. Denna kostnad kan naturligtvis i många fall motiveras

genom att kostnaderna för förorenat dricksvatten skulle vara ännu högre.

Tillkommande kostnader för vattenskyddet

Kostnaderna för att förbättra vattenskyddet enligt vattenförvaltningens behov beräknas uppgå till cirka 70–100 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren.

4.5.6 Vattenuttag

Normalt finns det tillräckliga vattenresurser för hushåll, jordbruk och industri i Sverige. Under torrperioder eller i vissa intensivt nyttjade områden kan emellertid vattenuttagen vara större än vad grundvattnet och ytvattenmiljöerna tål.

Kostnaden för vattenuttag ingår i de belopp som redovisas för den kommunala vattenförsörjningen och den vattenintensiva industrin, vilket enligt ovan anges till cirka 13–15 000 miljoner kronor per år respektive cirka 2 500 miljoner kronor per år. Vattenuttag är en förutsättning för den tjänst respektive den produktion dessa tillhandahåller.

4.6 En kostnadsuppskattning för tillkommande övervakning

Vattenmyndigheterna har sammanställt en förenklad kalkyl på vad övervakningskostnaderna enligt kraven i ramdirektiven skulle kunna uppgå till.³¹ Kalkylen utgår från att det finns totalt 26 568 vattenförekomster med nedanstående fördelning och den är en bruttokalkyl, dvs. eventuella samordningsvinster som en kon-

³¹ Vattenvårdsdirektör Lennart Sorby, den 8 december 2009. Utgår från den kalkyl som gjordes 2005, men med siffror på vattenförekomster uppdaterade.

sekvens av integrering med pågående recipientkontroll och andra övervakningsprogram är inte beaktade.

Sjöar: 7 260

Vattendrag: 15 669

Övergångsvatten: 20

Kustvatten: 588

Grundvatten: 3 031

Beräknade schablonkostnader för olika kategorier och vattenförekomster framgår av tabellen nedan.

Tabell 4.1 Schablonkostnad för övervakning per vattenförekomst, kronor per år

Vattenförekomst och status / övervakning	Kontrollerande övervakning	Operativ övervakning
Sjöar, ekologisk	20–25 000	10 000
Vattendrag, ekologisk	10 000	10 000
Kustvatten/övergångsvatten ekologisk	20–25 000	20–25 000
Grundvatten kemisk och kvantitativ	20–25 000	10 000
Ytvatten kemisk	20–25 000	10 000

Tillkommande kostnader för övervakning

Kostnaderna för att uppfylla övervakning enligt vattenförvaltningens behov beräknas uppgå till cirka 550 miljoner kronor/år. Av detta utgör den kontrollerande övervakningen 50 miljoner kronor/år, den operativa övervakningen utgör 450 miljoner kronor/år och den undersökande övervakningen utgör 50 miljoner kronor/år.³²

³² Om åtgärdsarbetet lyckas, så bör den operativa och undersökande övervakningen successivt kunna minska till 50–100 miljoner kronor/år år 2025. Lennart Sorby, vattendirektör, Norra Östersjön.

4.7 Tillkommande åtgärds-kostnader per sektor för att uppfylla målen

I åtgärdsprogrammen ställs krav på åtgärder för att reducera miljöproblemen ytterligare. Detta innebär, åtminstone så länge kraven ökar på alla aktörer, att de totala kostnaderna för åtgärder sannolikt kommer att öka. Denna kostnadsökning kan dock, åtminstone till viss del, motverkas om den styrande politiken utformas så att en kostnadseffektiv kombination av åtgärder vidtas. I ramdirektivet för vatten anges att dessa kostnader ska redovisas uppdelade i kategorierna hushåll, industri och de areella näringarna (jordbruk, skogsbruk och fiske). Trots vissa gränsdragningsproblem mellan dessa sektorer, ska dessa sektorer sedan *adekvat* bidra till kostnadstäckning av såväl finansiella kostnader, miljö-kostnader och (om det finns) resurskostnader³³. Tolkningen av, och gränsdragningen mellan dessa, kostnader är inte helt uppenbar. En djupare diskussion kring dessa begrepp finns i kapitel 7. Som utvecklas vidare i kapitel 5 och 7 så är det viktiga för att uppnå kostnadseffektivitet att varje utsläppskälla betalar marginalkostnaden för sina utsläpp. Vid utformningen av en effektiv miljöpolitik är därför kostnadstäckning på sektorsnivå knappast ett primärt mål, även om samhällsekonomisk effektivitet i regel leder till konsekvensen kostnadstäckning på sektorsnivå.

Sådana kostnader som följer av andra EG direktiv, s.k. grundläggande kostnader (i princip kostnader för att uppfylla lagstiftning) ska inte ingå i de uppskattade beloppen. Dessa kostnader ska betalas oberoende av att åtgärdsprogrammen ska verkställas. Det är således bara de extra kostnaderna, de s.k. kompletterande kostnaderna, som utgör kostnadskalkyl totalt för Sverige för åtgärdsprogram enligt ramdirektivet för vatten nedan.

Nedanstående sammanställning bygger på uppgifter från vattenmyndigheterna. Kostnaderna hänförs till den sektor som de initialt betalas av. Detta innebär att eventuella sekundära effekter via prisförändringar på marknader i huvudsak inte beaktas. Detta innebär att även om kostnadsökningarna i en industri skulle kunna leda till höjda priser på produkterna, vilket skulle innebära att konsumenter / hushåll skulle bära delar av kostnaderna, så har detta inte beaktats. Vem som slutligen får bära åtgärds-kostnaderna beror bland annat på hur priskänsliga konsumenterna är, vilket i sin tur

³³ Resurskostnad används här i beteckningen att det kostar att använda en begränsad vattenresurs.

beror på hur viktig varan upplevs vara och om det finns substitut. Detta betyder att i branscher med konkurrens från tillverkare (exempelvis utländska) som inte upplever ökade åtgärdskostnader inte i så stor utsträckning kan föra vidare kostnader till konsumenterna. Branscher där det saknas konkurrens, som exempelvis kommunal va-verksamhet, kan å andra sidan helt föra över kostnaderna på konsumenterna.

4.7.1 Hushåll

Hushåll är den sektor vars tillkommande reduktionskostnader är störst i ovanstående redovisning. Det avser i huvudsak vatten- och avloppsförsörjning vars tillkommande kostnader för kommunal avloppsrening anges till cirka 1 000 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren, kostnaderna för en enskild avloppsanläggning cirka 400–500 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren och för att förbättra vattenskyddet cirka 70–100 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren. Totalt innebär detta en beräknad kostnad för åtgärdsinsatser på cirka 1 500–1 600 miljoner kronor per år för att säkerställa vattenresurser och vattenkvalitet.

4.7.2 Industri

Industrins kostnader är i huvudsak kopplade till förbättrad vattenrening av näringsämnen och metaller och organiska ämnen. En översiktlig kostnadskalkyl för att förbättra reningen är cirka 250–400 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren och åtgärdsinsatser för kemisk och ekologisk status åtminstone till cirka 100 miljoner kronor per år under 10 år. Totalt innebär Vattenmyndigheternas åtgärdsinsatser kostnader på cirka 500 miljoner kronor per år för att säkerställa eller utreda ekologisk och kemisk status.

4.7.3 Areella näringar (jordbruk, skogsbruk, fiske)

För de areella näringarna är det framför allt kostnadsuppskattningar för åtgärder inom jordbruket som har kunnat göras, medan uppgifter för skogsbruk och fiske sannolikt är lägre. Vatten-

myndigheterna har beräknat tillkommande åtgärds-kostnader för jordbruket till cirka 500–1 000 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren.

4.7.4 Övrigt inklusive kostnader för övervakning

Till denna grupp förs åtgärder mot försurning såsom återställningskostnader, restaureringskostnader för historiska utsläpp och restaureringskostnader för fysisk påverkan av vattenlandskapet.

Återställningskostnader för försurning (kalkningskostnader) är cirka 150 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren, restaureringsinsatser för historisk belastning cirka 1 000 miljoner kronor för de kommande 10–20 åren, dvs. 100 miljoner kronor/år och restaureringskostnader för fysisk påverkan av vattenlandskapet cirka 300 miljoner kronor per år för de kommande 10–20 åren.

Till detta kommer kostnader för övervakning på cirka 550 miljoner kronor/år som i dagsläget inte täcks av någon vattenanvändare. Tillsammans med åtgärdsinsatserna innebär det cirka 1 200 miljoner kronor per år.

Tabell 4.2 Uppskattade åtgärds-kostnader för att reducera miljöproblemen, övervaka tillståndet och nå vattenförvaltningens mål god ekologisk eller kemisk status, per år och sektor, miljoner kronor

Sektor/problem	Hushåll (VA + enskilda avlopp)	Industri	Areella näringar	Annan eller oklart
Försurning				150
Övergödning (inkl. historisk belastning)	800–1 000 ¹ 400–500 ²	250–400	500–1 000	100
Miljögifter		10		100
Fysiska störningar				300
Skydd av dricks- vattentäkter	70–100			
Vattenuttag				
Övervakning och kontroll				550
Totalt mnkr per år	1 270–1 600	460–610	500–1 000	1 200

¹ Avser va-verk.

² Avser enskilda avlopp.

4.8 Analys och slutsatser – det finns behov av en politik som innebär kostnadseffektiva åtgärder

Syftet med detta kapitel var att ge en bild av Sveriges vattenstatus samt vilka källorna till kvarstående problem är. Genomgången, som i första hand grundas på vattenmyndigheternas beskrivning, visar att Sverige sannolikt inte inom föreskriven tid kan förväntas uppnå den vattenstatus som krävs. I detta sammanhang kan det påpekas att mycket redan har gjorts i Sverige, både vad det gäller införande av styrmedel från myndigheter och när det gäller faktiska åtgärder från verksamhetsutövare, som har agerat för att förbättra vattenstatusen. Men, trots att utsläppsmängderna för många ämnen har minskat över tiden så kvarstår alltså problemet med en otillräcklig vattenstatus; utsläppen är alltjämt för höga. På ett nationellt plan kan alltså inte det faktum att man tidigare vidtagit åtgärder och infört styrmedel i sig användas som argument för att inget mer behöver göras. När det däremot gäller fördelningen av framtida åtgärder mellan olika aktörer så kan tidigare genomförda åtgärder vara en betydelsefull faktor för bedömning av rättvisa eller rimlighet i fördelningen av framtida åtgärder. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv bör dock fördelningen av åtgärder göras så att en kostnadseffektiv kombination av åtgärder vidtas. Här kan tidigare genomförda åtgärder ha en indirekt påverkan såtillvida att den aktör som redan genomfört åtgärder sannolikt har en högre marginalkostnad, än vad samma aktör hade innan de tidigare åtgärderna genomfördes, för genomförande av ytterligare åtgärder. Samtidigt kan denna aktör alltjämt ha en lägre marginalkostnad för åtgärder jämfört med andra aktörer. Det faktum att styrmedel kan utformas så att en kostnadseffektiv kombination av åtgärder uppnås samtidigt som en önskvärd fördelning av kostnader uppnås utreds och beskrivs vidare i kapitel 5 och 7.

Vilken relevans har då uppskattningar av åtgärds-kostnader på sektorsnivå och vilka slutsatser bör dras utifrån den sammanfattning av åtgärds-kostnader som redovisas i tabell 4.2? Syftena med denna utredning är att undersöka om Sverige uppfyller de krav som ramdirektivet ställer på Sverige samt att utreda om en utökad användning av en prispolitik, oavsett vad ramdirektivet för vatten ställer för minimikrav på en sådan, skulle kunna användas för att på ett bättre sätt uppnå målsättningarna för användning av vatten. Den relevanta frågan blir då här i vilken mån, och på vilket sätt, de ovan

redovisade kostnadsuppskattningarna kan användas för dessa målsättningar.

4.8.1 Brister i kostnadsuppskattningarna

Innan en bedömning görs av hur kostnadsuppskattningarna eventuellt kan användas bör dock pålitligheten i uppskattningarna kommenteras. Det är alltid svårt att göra kostnadsuppskattningar och siffrorna som redovisas ovan gör inte anspråk på att vara exakta uppskattningar utan ska snarast tolkas som fingervisningar om storleksordningen på åtgärds-kostnader. Utöver den generella osäkerhet som finns vill utredningen särskilt peka på ett par viktiga faktorer som bör beaktas.

En enskild åtgärd kan ha effekter på andra målsättningar än att förbättra vattenstatusen enligt kraven i ramdirektivet för vatten. Exempelvis kan uppfyllandet av andra miljömål påverkas, såväl i positiv som i negativ riktning. Detta innebär att delar av kostnaderna i vissa fall bör hänföras till uppfyllandet av andra målsättningar. Detta gäller exempelvis sådana åtgärder som också har en positiv effekt för uppfyllandet av målsättningar för havsmiljön.

Många av åtgärderna medför såväl investeringskostnader som löpande driftskostnader. Exempelvis medför anläggandet av en våtmark, för reduktion av näringsämnen, investeringskostnader i form av anläggningskostnader samt årliga kostnader i form av produktionsbortfall och skötselkostnader. För en korrekt uppskattning av de årliga kostnaderna måste livslängden på investeringen vara känd så att avskrivningen kan fördelas på ett relevant sätt över tiden. Vidare bör tidsaspekten beaktas genom användande av en korrekt samhällsekonomisk diskonteringsränta. Utan att gå djupare in på den frågan nöjer vi oss här med att konstatera att fastställandet av nivån på en sådan ränta rymmer stora problem som inte behandlas i denna utredning.

En mycket viktig aspekt att notera är att kostnader förändras över tiden. Dels så kan alternativkostnaden för resursanvändning förändras över tiden. Här kan återigen kostnaden för våtmarker användas som exempel. Alternativkostnaden för marken, alltså den förlorade intäkten av den produktion som hade kunnat ske om marken inte användes som våtmark, är beroende av världsmarknadspriset på spannmål. Om efterfrågan på jordbruksprodukter stiger, eller om produktionen på andra håll i världen sjunker,

kommer kostnaden för våtmarker att stiga i framtiden. Det är viktigt att utforma styrmedel på ett sätt så att denna typ av förändringar kan beaktas. En annan viktig aspekt är att ny kunskap och ny teknologi kan förändra resursåtgången och därmed kostnaderna.

Slutligen bör det också påpekas att samhällsekonomiska kostnader inte är liktydigt med statsfinansiella (eller andra) utgifter. Statsfinansiella utgifter kan ibland användas som ett mått på kostnader, men det finns samhällsekonomiska kostnader som inte motsvaras av statsfinansiella utgifter och det finns statsfinansiella utgifter som inte motsvarar någon samhällsekonomisk kostnad.

4.8.2 Kostnadsuppskattningar som grund för modifiering av målsättning

För det första skulle kostnadsuppskattningar i princip kunna användas för att bedöma rimligheten i målsättningar. En målsättning bygger i princip alltid på en avvägning mellan olika önskemål och kostnader; i och med att det i stort sett alltid finns olika alternativa sätt att använda alla resurser så måste man när man väljer en användning avstå från andra användningar och de fördelar som dessa användningar hade gett upphov till.

För att använda kostnadsuppskattningar för att göra denna typ av avvägningar krävs det att det finns någon form av uppskattning eller bedömning av nyttan av åtgärderna, alltså av vilka miljökostnader som skulle kunna undvikas med åtgärderna. Några sådana uppskattningar av miljökostnader föreligger inte. Vidare är målsättningarna i ramdirektivet för vatten när det gäller vattenstatus inte formulerade så att någon egentlig avvägning ska göras. Vissa möjligheter finns dock för avvägningar genom att tidpunkten för uppfyllande av målet kan skjutas upp samt genom att vattenförekomster kan definieras som kraftigt modifierade vatten. Inte i något av dessa fall kan dock kostnadsuppskattningar på sektorsnivå utgöra grund för en avvägning.

Slutsatsen är att det snarare är kostnader för enskilda åtgärder, och då helst uttryckta som marginalkostnader, som skulle kunna vara användbara för en eventuell modifiering av målsättningen för enskilda vattenförekomster.

4.8.3 Kostnadsuppskattningar som grund för kostnadseffektiv politik

Så som målsättningarna för vattenstatus är formulerade är kostnadsuppskattningar, och även då i form av marginalkostnader för enskilda åtgärder, främst användbara för att bestämma en kostnadsminimerande fördelning av nödvändiga utsläppsminskningar och andra åtgärder för att nå de redan fastslagna målsättningarna.

Inte heller när det gäller målet att politiken ska leda till kostnadseffektivitet är alltså uppskattningarna av sektorsövergripande totalkostnader egentligen till någon vägledning. I princip skulle uppskattningar av totalkostnader för olika fördelning av åtgärder mellan sektorer (och verksamheter) kunna jämföras med varandra och därmed utgöra grund för att peka ut vilken av de jämförda fördelningarna som leder till lägst totalkostnad för måluppfyllelse. Huruvida en sådan jämförelse har gjorts och ligger till grund för de av vattenmyndigheterna utpekade åtgärdsbehovet i respektive sektor är dock oklart.

Även om kostnadsuppskattningar görs för respektive sektor, och för respektive verksamhet, så kan kostnader förändras över tiden. Detta innebär exempelvis att ny kunskap eller nya metoder kan leda till att kostnader inom vissa verksamheter kan sjunka i framtiden och att dessa då i framtiden bör stå för en större andel av åtgärderna för att kostnadseffektivitet ska uppnås. I detta dynamiska perspektiv bör man därför vara försiktig med att peka ut en fast fördelning av åtgärder mellan olika sektorer.

En slutsats av detta är att det är viktigt att utforma styrmedel på ett sätt så att de ger incitament till en kostnadseffektiv kombination av åtgärder också i ett dynamiskt perspektiv. Detta diskuteras i kapitel 5 samt i kapitel 7. En viktig slutsats som de facto kan dras från kostnadsuppskattningarna ovan är att kostnaderna är av en sådan omfattning att de knappast kan betraktas som försumbara. Därmed torde målet om kostnadseffektivitet vara relevant att beakta vid utformningen av styrmedel.

4.8.4 Kostnadsuppskattningar som grund för bedömning av kostnadstäckning

Ramdirektivet för vatten ställer krav på att varje sektor står för sina kostnader. Det är, vilket diskuteras mer utförligt i kapitel 7, tveksamt på vilket sätt detta som en princip är ett ändamålsenligt krav;

mer rimligt vore det att kräva att varje enskild verksamhetsutövare täcker sina kostnader.

För att kunna använda ovanstående kostnadsuppskattningar för att bedöma graden av kostnadstäckning skulle det krävas skattningar av de kostnader som ska täckas. Denna fråga analyseras vidare i kapitel 7 men det kan här konstateras att särskilt miljökostnaderna är svåra att kvantifiera i ekonomiska termer. Att miljökostnaderna inte är kvantifierade betyder dock inte att det inte finns några miljökostnader eller att de är låga. Det faktum att vattenstatusen har definierats som ett problem måste rimligen tolkas som att en bättre vattenstatus skulle vara att föredra och att en utebliven bättre vattenstatus därmed innebär en samhällsekonomisk kostnad. De åtgärds-kostnader som redovisats ovan utgår dock från att åtgärder vidtas i en omfattning så att målet god vattenstatus uppnås. Huruvida det, i en situation när detta mål är uppfyllt, kvarstår någon miljökostnad diskuteras utförligare i kapitel 7, men det faktum att det finns en klassificering för vattenstatus som är *bättre* än god vattenstatus innebär rimligen att det kvarstår en miljökostnad även vid god vattenstatus. Där diskuteras också vidare huruvida dessa kvarstående miljökostnader bör betalas av förorenaren eller om förorenarna inte bör ha något ansvar för att betala för dessa kostnader.

Utifrån kravet på kostnadstäckning finns det dock ett par möjliga problem som blir tydliga genom sammanställningen i tabell 4.2. Kostnaderna för att skydda dricksvattentäkter har, i tabellen, hänförs till hushållssektorn. Utifrån principen att förorenaren ska betala för negativ miljöpåverkan, en princip som är förenlig med såväl ramdirektivet för vatten och miljöbalken, förefaller det rimligt att det är de förorenande verksamheterna som bör stå för denna kostnad. Genom att belasta hushållssektorn med denna kostnad kommer sannolikt andra, förorenande, sektorer inte att behöva betala för denna kostnad.

Vidare finns det ett antal kostnadsposter i kolumnen ”annan eller oklart”. Här finns kostnader som inte uppenbart kan hänföras till och bör belasta en viss sektor. Det handlar bland annat om kostnader för att åtgärda ”gamla synder”, fortgående påverkan från nedlagda verksamheter. I vissa fall finns det inte längre någon som kan göras juridiskt ansvarig för att åtgärda dessa problem och det kan upplevas som tveksamt att andra verksamhetsutövare ska göras ansvariga för att betala dessa åtgärds-kostnader enbart på grunden att de tillhör samma sektor som en numera nedlagd verksamhet.

Vidare sorterar åtminstone vissa övervakningskostnader under denna rubrik; nämligen den övervakning som inte uppenbart är att hänföra till en viss verksamhet och därmed inte heller till en viss sektor. Sammantaget innebär detta att det finns ett par typer av kostnader för vilka det kan vara rimligt att staten betalar åtgärds-kostnaderna även med en långt gående tolkning av kravet på kostnadstäckning. Denna fråga behandlas vidare i kapitel 7.

4.8.5 Kostnadseffektiv kombination av åtgärder håller nere kostnaderna

Sammanfattningsvis kan det konstateras att de uppskattningar för åtgärder som har redovisats i detta kapitel inte leder till några direkta slutsatser vad det gäller utformningen av politiska styrmedel. Två viktiga slutsatser kan dock dras. För det första så är kostnaderna för åtgärder uppenbarligen, trots de osäkerheter som råder, av en sådan omfattning att de inte är försumbara. Detta understryker vikten av att utforma en politik som ger incitament till en kostnadseffektiv kombination av åtgärder och som ger incitament till utveckling och användning av nya och kostnadsbesparande metoder.

Vidare finns det åtgärder som inte uppenbart kan hänföras till en viss sektor. Detta innebär att kraven på kostnadstäckning och uppfyllande av principen om att förorenaren ska betala, som ligger till grund för analysen av en möjlig prispolitik i kapitel 7, inte kan uppfyllas för vissa åtgärder. Kravet på samhällsekonomisk kostnadseffektivitet innebär dock att vissa sådana åtgärder ändå bör vidtas. Därmed finns det kostnader som i slutänden sannolikt bör betalas av statskassan.

Detta kapitel har visat att det finns behov av politiska styrmedel och åtgärder som går utöver vad ramdirektivet för vatten kräver. I kapitel 5 utvidgas analysen av styrmedel så att en mer omfattande prispolitik kan utredas och presenteras i kapitel 7.

I den fortsatta analysen av styrmedel och prispolitik kommer de ovan beskrivna problemen att analyseras utifrån typ av problem enligt nedanstående indelning;

- 1) *Regional/lokal vattenbrist*. Brist på vatten är, som framgår ovan, inte något stort problem. För analysen av styrmedel är skillnaden mellan att använda vattnet för förbrukning, där eventuell

brist får betydelse, och att använda det som utsläppsrecipient betydelsefull.

- 2) *Påverkan från pågående verksamhet.* Vattnets kvaliteter kan påverkas genom att det används som recipient eller genom att dess flöde förändras. För utformningen av styrmedel är det betydelsefullt om det finns någon juridiskt ansvarig vars beteende kan påverkas av styrmedel.
 - a. *Punktutsläpp.* För punktutsläpp finns det i regel möjligheter att mäta utsläppen och därmed möjlighet att rikta styrmedlet mot själva utsläppet.
 - b. *Diffusa utsläpp.* Diffusa utsläpp kan inte mätas till rimliga kostnader och eventuella styrmedel måste därmed riktas mot någon indikator / proxy för utsläppet.
 - c. *Fysisk påverkan.* Förändringar av flöden påverkar möjligheterna för annan användning av vatten utan att vattnet förbrukas eller förorenas. Detta innebär bland annat att principen om att förorenaren ska betala saknar relevans vid utformningen av styrmedel.
- 3) *Påverkan från tidigare verksamhet.* Vattnets kvaliteter kan fortsätta att påverkas av verksamheter som inte längre pågår och där det också saknas juridiskt ansvarig.
 - a. *Deponerade ämnen.* Deponerade ämnen kan fortsätta att påverka vattenstatusen. En åtgärd är att ta bort dessa, men juridiskt ansvarig mot vilken styrmedel kan riktas och som kan betala enligt principen om att förorenaren ska betala saknas.
 - b. *Fysisk påverkan.* Fysiska störningar kan kvarstå efter att verksamhet upphört och juridiskt ansvariga kan saknas.
- 4) *Utökade provtagningar och analyser.* Provtagningar och analyser behövs såväl för att kartlägga behovet av styrmedel och åtgärder som för att analysera effekterna av införda styrmedel och genomförda åtgärder.
 - a. *Förorening med koppling till verksamhet.* Mätning av utsläpp med rimlig koppling till en verksamhetsutövare kan liksom kostnaderna för tillsyn, med en rimlig tolkning av principen om att förorenaren ska betala, ingå i förorenarens betalningsansvar.

- b. *Förorening utan koppling till verksamhet.* Kostnaderna för mer allmän miljöövervakning kan inte lika självklart hänföras till enskilda verksamhetsutövare och något betalningsansvar följer inte uppenbart av principen om att förorenaren ska betala.

5 Miljöpolitiska styrmedel

Tidigare kapitel har visat att vattenstatusen i Sverige sannolikt inte kommer att uppfylla de krav som ställs i ramdirektivet för vatten. Analysen i kapitel 3 ledde till slutsatsen att Sverige uppfyller kraven på en prispolitik enligt ramdirektivet för vatten men att åtgärder och politik likväl inte är tillräckliga för att nå målet en god vattenstatus.

I detta kapitel beskrivs, i generella termer, principerna för olika styrmedel. Utöver en beskrivning av funktionen presenteras också ett antal kriterier för bedömning av styrmedel. Denna beskrivning görs främst utifrån ett miljöekonomiskt perspektiv och kapitlet inleds därför med en översiktlig introduktion till ett miljöekonomiskt synsätt på vattenhushållning.¹

Kapitlet fortsätter med en beskrivning av de vattenrelaterade styrmedel som för närvarande finns i Sverige. Utifrån de kriterier som presenterats i anslutning till den teoretiska bakgrunden analyseras sedan befintliga styrmedel. Efter bl.a. en internationell utblick i kapitel 6 vidareutvecklas därefter analysen av hur en prispolitik för vattenanvändning skulle kunna utformas i kapitel 7.

5.1 Miljöekonomiska utgångspunkter

Utan några krav på fullständighet introduceras i detta avsnitt ett nationalekonomiskt, närmare bestämt miljöekonomiskt, perspektiv på vattenhushållning. Notera att många begrepp som har en speciell innebörd ur ett ekonomiskt perspektiv kan ha en delvis annan innebörd ur andra perspektiv. Detta innebär bland annat att en analys av artikel 9, utifrån en ekonomisk tolkning av begrepp, inte

¹ Denna genomgång ligger bland annat också till grund för den fördjupade analys av möjligheterna att utforma en mer omfattande prispolitik för all användning av vatten som återfinns i kapitel 7.

helt sammanfaller med den juridiska analys av innebörden av artikel 9 som presenterats i kapitel 3.

Människor använder vatten på många olika sätt. I stort sett all användning sker för att det finns behov och önskemål som kan tillgodoses med hjälp av vatten. I ett samhälle där mänsklig välfärd och välbefinnande är viktigt är det därför i grunden någonting positivt med all vattenanvändning. Vatten är en naturresurs som är helt central för vår välfärd och för vår överlevnad. Samhällets mål kan därför aldrig vara att upphöra med användningen av vatten. Det finns många sätt som vattnet kan användas på och många olika behov och önskemål som kan tillgodoses med hjälp av vatten.

Bakom varje sätt att använda vattnet finns något mänskligt önskemål och varje inskränkning i någons vattenanvändning innebär därför att någon måste ge avkall på något önskemål. Eftersom mängden vatten inte är oändlig kommer olika sätt att använda vatten att påverka möjligheten till annan vattenanvändning. För de törstande i öknen är det uppenbart att om en i sällskapet dricker upp det vatten man har kvar så innebär det att de andra inte får något mer vatten. För en kommun som tar sitt dricksvatten ur ett vattenflöde så innebär uppströms användning av vattendraget som recipient att tillgången på vatten av god kvalitet försämras. Hur bör vattnet användas? Bör den som har burit vattnet på ökenvandringen få dricka vattnet, bör den som är törstigast få vattnet eller bör det delas lika mellan alla? Bör önskemålet om rent dricksvatten i en kommun innebära att all verksamhet uppströms åläggs att, kanske till höga kostnader, reducera alla sina utsläpp eller bör kommunen acceptera sämre vattenkvalitet, eller höga reningskostnader, för att den kanske viktiga verksamheten uppströms ska kunna fortsätta?

Trots att Sverige är ett land med god tillgång till vatten så finns det motstående intressen. Hur bör vi använda vårt vatten? Svaret på den frågan beror naturligtvis på vad målet med vattenanvändningen är. Ett sätt att formulera målet kan vara att vattnet bör användas på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt. Det innebär, enkelt uttryckt, att vattnet bör användas på ett sätt så att så mycket av mänskliga behov och önskemål som möjligt tillgodoses. En sådan målsättning kan kompletteras med mål om hur nyttan från vattenanvändningen bör fördelas mellan individer. Om effektivitetsmålet (att åstadkomma så mycket nytta som möjligt) kommer i konflikt med fördelningsmålet (att fördela nyttan på ett önskvärt sätt mellan individer) kan avvägningen dem emellan göras på olika sätt, utifrån

olika politiska värderingar. Det finns också andra möjliga mål för hur vatten bör användas som inte relaterar till mänskliga önskemål och behov; som att ekosystem bör bevaras oberoende av hur mänskligt välbefinnande påverkas.

Oavsett hur man väljer att formulera målet för användningen av vatten så kommer det att uppstå situationer där olika sätt att använda vattnet kommer i konflikt med varandra; det ena sättet att använda vattnet minskar möjligheterna att använda och dra nytta av vattnet på ett annat sätt, och vice versa. Avvägningar mellan olika intressen behöver göras och människors beteende kan behöva påverkas för att vattnet verkligen ska användas på det önskvärda sättet. Beteende kan påverkas på många sätt.

5.1.1 Beteende styrs av mycket annat än politiska styrmedel

Sällskapet i öknen kanske fördelar vattnet emellan sig med hjälp av de enskilda individernas egen känsla för vad som är rimligt eller rättvist. Den enskilde är eventuellt, kanske utifrån en egen moraluppfattning, beredd att avstå från sin konsumtion till förmån för någon annan. Kanske sker denna fördelning frivilligt, spontant och helt utan diskussion, kanske sker den efter en diskussion där individernas uppfattning om vad som är en önskvärd eller rimlig fördelning av vattnet har påverkats och förändrats av de andras argument. Kanske finns det en allmänt accepterad ägare som kan välja att själv konsumera vattnet eller som är beredd att avstå från en del av vattnet mot någon form av kompensation. Möjligen finns det någon form av regler och sanktioner, exempelvis förankrade i nationell lagstiftning, som påverkar de enskilda aktörernas val när det gäller hur vattnet ska användas.

Fokus i denna utredning ligger på hur politiska styrmedel, och särskilt prispolitik, kan användas för att påverka beteendet hos samhällets aktörer så att hushållningen med vatten leder till i) samhällsekonomisk effektivitet (största möjliga nytta) och/eller ii) målet om god vattenstatus². För att det ska finnas ett behov av politiska styrmedel måste man alltså först utröna om situationen kräver någon form av politisk styrning eller om annan påverkan på, och styrning av, beteende och vattenanvändning är tillräcklig.

² God vattenstatus, enligt ramdirektivet för vatten, *kan*, men behöver inte, vara kompatibelt med målsättningen samhällsekonomiskt effektiv vattenanvändning. Den samhällsekonomiskt optimala vattenanvändningen kan innebära såväl mer som mindre långtgående krav på enskilda vattenanvändare.

5.1.2 Politiska styrmedel behövs när marknadslösningar inte når målet

En marknadslösning för hushållning med vatten, eller andra resurser, innebär i princip ett decentraliserat beslutsfattande där enskilda aktörer³ överlåter äganderätter mellan varandra mot betalning. Om äganderätterna garanteras och upprätthålls av ett fungerande rättssystem och om konkurrens råder kommer resurser att användas på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt. Samhällsekonomisk effektivitet innebär att den sammanlagda nyttan i samhället blir så stor som möjligt givet de begränsade resurser som finns. Beroende på hur äganderätterna till resurserna initialt fördelas kommer den slutliga fördelningen av konsumtion, och därmed nytta, att skilja sig åt.

Vid marknadsmisslyckanden leder marknadsmekanismer inte till samhällsekonomisk effektivitet

För att marknadsmekanismerna verkligen ska leda till en effektiv användning av resurser så krävs det att resurserna kännetecknas av *utestängbarhet* och av *rivalitet i konsumtionen*. Om dessa villkor inte är uppfyllda kommer en marknadslösning inte att leda till en effektiv resursanvändning. I ett sådant fall säger man att ett *marknadsmisslyckande* föreligger; marknadsmekanismen misslyckas med att styra resursanvändningen så att största möjliga nytta uppnås.

Utestängbarhet innebär att det går att hindra någon från att använda en resurs. I praktiken handlar detta ofta om ett institutionellt val genom att utestängbarhet råder när en resursägare, med stöd av rättssystemet, kan hindra någon annan från att använda den resurs som denne äger. I viss mån har möjligheten till utestängbarhet att göra med resursens fysiska karaktär genom att det är olika svårt att kontrollera om någon annan använder resursen.

Rivalitet i konsumtionen innebär att den enes konsumtion av en resurs medför att ingen annan kan konsumera resursen. Huruvida en resurs kännetecknas av *rivalitet* eller av motsatsen, *icke rivalitet*, har med resursens egenskaper och det sätt på vilket den konsumeras att göra. Om flera kan konsumera en resurs samtidigt utan att påverka varandras möjlighet att få nytta av sin konsumtion kännetecknas resursen av icke-rivalitet i konsumtionen. Om målet

³ En enskild aktör kan exempelvis vara privatpersoner eller företag.

med resursanvändningen är att maximera nyttan så bör inte någon utestängas från konsumtion som inte inverkar negativt på någon annans möjlighet att dra nytta av resursen.

Kärnan i effektiviteten i marknadsmekanismer är att resurser överläts till den som betalar bäst, och som därmed har störst nytta av resursen. Men om icke-utestängbarhet råder så kan vem som helst använda en resurs och det finns ingen mekanism som gör att resursen hamnar där den gör störst nytta. Äganderätter som upprätthålls och garanteras av ett fungerande rättssystem är därför en nödvändig förutsättning för att marknader ska fungera och leda till effektivitet.

När icke-rivalitet råder så bör ingen utestängas från den icke-rivaliserande konsumtionen. Istället bör alla, så länge det inte minskar någon annans möjlighet att konsumera, få konsumera resursen. Det innebär att priset bör vara noll och att marknadsmekanismen inte kommer att fungera för att fördela resursen till den typ av konsumtion som ger störst nytta. Marknadsmekanismen leder då till att resursen fördelas till en annan användning innebär det att den icke-rivaliserande konsumtionen inte kan realiseras. Detta innebär en samhällsekonomisk kostnad som inte beaktas i marknadsmekanismen; en extern kostnad uppstår.

För att marknadsmekanismen ska leda till att resurser används på bästa möjliga sätt måste priser spegla värdet av alla alternativa användningar av en resurs. Priset ska göra att resurser hamnar där de gör störst nytta. Men det finns fall där nyttan inte kan speglas via priser. Det finns alltid ett antal möjliga sätt att använda en resurs. En ägare måste, via priser, få signaler om det finns i) någon annan som har bättre nytta och ii) vilken av andra användningar som har högst nytta. För att den enskilde ska vara beredd att avstå krävs att denne kan få kompensation som uppväger att den själv inte kan använda resursen.

Det finns dock fall när prissignalerna inte fungerar för att signalera vilket som är den bästa resursanvändningen:

- i) Icke utestängbarhet. Om icke utestängbarhet råder så innebär det att äganderätten inte är garanterad och upprätthållen (för att det inte finns någon ägare eller för att rättssystemet inte förmår försvara äganderätten). Konsekvensen av detta är att resursen kan användas utan att det finns incitament att ta hänsyn till vilken nytta annan användning hade gett upphov till. Det finns ingen ägare till vilken man kan betala och därigenom överta

äganderätten. I princip blir det ”först till kvarn” eller ”starkast” som använder resursen, något som inte behöver överensstämma med samhällsekonomiskt bästa användning.

- ii) Icke-rivalitet. Om flera användare kan använda en resurs utan att rivalisera med varandra kan den samlade nyttan av den användningen ibland vara högre än andra sätt att använda resursen. Faktiskt betalning från dessa användare kan dock vara svår att samordna eftersom det finns ett ”gratis-åkar problem”. Det betyder att det finns risk för att resursen inte används till den bästa användningen även om äganderätter skulle vara garanterade och upprätthållna.

Sammanfattningsvis innebär det att resurser som kännetecknas av icke utestängbarhet och / eller icke-rivalitet riskerar att användas på ett icke samhällsekonomiskt effektivt sätt om marknadsmekanismer används som hushållningsmekanism. Politiska styrmedel kan i sådana fall leda till att resurser används på ett mer effektivt sätt.

Om målet inte är samhällsekonomisk effektivitet kan politiska styrmedel behövas

Även om förutsättningarna för samhällsekonomisk effektivitet finns så kan målsättningen med resursanvändningen vara en, helt eller delvis, annan än samhällsekonomisk effektivitet. Sedan tidigare har det nämnts att *fördelning* kan vara ett sådant mål.

Andra exempel på målsättningar som inte med nödvändighet täcks av samhällsekonomisk effektivitet är målsättningar som utgår från att exempelvis enskilda djur, arter eller ekosystem har egna rättigheter som samhället har en skyldighet att respektera. Sådana skyldigheter kan ibland, men behöver inte med nödvändighet, tillgodoses via marknadsmekanismer.

Sammanfattningsvis finns det alltså två typer av argument för att politiska styrmedel kan behövas;

1. marknadsmisslyckanden; marknadsmekanismerna leder inte till samhällsekonomiskt effektiv användning av resurser.
2. målsättningen är en annan än samhällsekonomisk effektivitet.⁴

⁴ Gäller t.ex. för Sveriges beting i BSAP.

Med styrmedel avses statens verktyg för att få åtgärder genomförda exempelvis lagar, förordningar, skatter, avgifter eller information, det vill säga vad staten kan göra för att få vissa nödvändiga åtgärder till stånd. Syftet med miljöpolitiska styrmedel är ytterst att påverka beteende och resursanvändning, dvs. ge incitament till marknadsaktörerna att vidta samhällsekonomiskt lönsamma åtgärder som de inte hade gjort självmant. För att kunna bedöma vilka åtgärder som sammantaget har lägst kostnader behövs också en analys av de tänkta styrmedlens funktion och effektivitet. Förutom åtgärderna och omfattningen av dessa påverkar nämligen också styrmedlets precision den samhällsekonomiska kostnaden.

5.2 Politiska styrmedel

Ett styrmedel kan definieras i flera olika dimensioner. I en dimension skiljer sig olika styrmedel åt beroende på vilket sätt de påverkar aktörernas beteende. I en annan dimension skiljer sig styrmedel åt beroende på vilken del av beteendet man vill påverka. Även om det är vanligt att de två dimensionerna blandas ihop så är de i princip oberoende av varandra och vi ska därför hålla isär de två dimensionerna.

Den första dimensionen handlar alltså om på vilket sätt beteende och resursanvändning påverkas. Beteende kan förändras exempelvis genom att aktörernas egna målsättningar förändras, genom att begränsningar för acceptabelt beteende formuleras tillsammans med avskräckande påföljder eller genom att prissignaler ger incitament till förändrat beteende.

I den andra dimensionen handlar det om vilken del av beteenden som styrmedlet inriktas emot. Är det exempelvis utsläppet av något ämne, användningen av insatsvaror eller användandet av en viss teknologi?

I det följande beskrivs styrmedel i respektive dimension. Därefter följer en beskrivning av kriterier som kan användas för att bedöma hur önskvärda egenskaper olika styrmedel har. Denna generella genomgång ligger sedan till grund för analysen av de vattenrelaterade styrmedel som i dag finns. Genom att dessa kan typbestämmas, bland annat enligt de två dimensionerna, kan de utvärderas enligt de generella kriterierna.

5.2.1 Olika styrmedel påverkar på olika sätt

Här följer en genomgång av de olika typer av styrmedel som finns, samt för och nackdelar med dem, vad som gör dem effektiva respektive begränsar effektiviteten.

- *Kvantitativa regleringar* (normativa styrmedel): Bestämmelser om gränser av kvantitativ eller kvalitativ typ som inte får överskridas. Innefattar bland annat fastställda generella normer som fastställts via lagar, förordningar och myndighetsföreskrifter. Påverkar beteende genom att påföljderna för brott är avskräckande. (Kan också ha en normerande påverkan på aktörernas egen uppfattning om vad som är rätt och fel och därigenom påverka beteende)
- *Ekonomiska styrmedel* (incitamentsstyrmedel): Påverkar beteende genom att priser förändras. Därmed ändras utfallet av de avvägningar aktörer gör. Priserna kan påverkas på några principiellt olika sätt:
 - Staten agerar ”ställföreträdande ägare” och bestämmer generella priser via exempelvis skatter eller subventioner.
 - Staten definierar samt garanterar och upprätthåller äganderätter vilket möjliggör marknadsransaktioner och därmed en marknadsprissättning. Rättigheterna (eller skyldigheterna) kan gälla fysiska objekt men också mer abstrakta storheter som ett visst årligt utsläppsutrymme.
 - Specifikt agerande på marknaden. Staten kan agera på marknaden exempelvis genom teknikupphandling.
- *Informativa styrmedel*: Spridande av information kan påverka ett särskilt beteende utan att ställa några krav på faktiska förändringar. Påverkan på beteende kan ske på olika sätt:
 - Aktörernas kännedom om för dem viktiga faktorer ökar. Dessa faktorer kan i sin tur påverka beteende. Det kan gälla kännedom om exempelvis produktionsmetoder eller om styrmedel.
 - Informationen påverkar aktörernas värderingar (och inre drivkrafter för agerande).
- Andra typer av styrmedel: Innefattar frivilliga överenskommelser och dialoger mellan staten och näringslivet. Hit kan även forskning och utveckling räknas.

Vad är egentligen skillnaden mellan en kvantitativ reglering och ett ekonomiskt styrmedel? Skillnaden kan verka uppenbar men notera att i båda fallen kan den enskilde göra en kalkyl över om det, exempelvis, är värt att släppa ut ett ämne i omgivande vatten. I den bemärkelsen så innehåller båda typerna av styrmedel incitament. Skillnaden måste därför preciseras:

- med en kvantitativ reglering uppstår en kostnad i form av t.ex. böter eller fängelse om man överträder en viss gräns. Kostnaden är icke kontinuerlig och eventuellt icke monetär.
- med ett ekonomiskt styrmedel är kostnaden relaterad till mängd. Kostnaden är kontinuerlig och monetär.

I en dimension skiljer sig styrmedel alltså åt genom på vilket sätt de påverkar beteende och därmed resursanvändning. Men det är inte bara sättet att påverka som skiljer olika styrmedel, en viktig skillnad mellan olika styrmedel är mot vilken del av beteendet de riktas.

5.2.2 Styrmedlet kan riktas mot olika delar av beteendet

Det är först viktigt att notera att faktiska åtgärder för att förbättra vattenstatus kan vidtas på många olika ställen. Ett styrmedel kan riktas mot olika ställen; exempelvis mot kvaliteten i recipienten, mot utsläppsmängd eller mot teknologi. Det är också viktigt att skilja på vad styrmedlet riktas mot och var åtgärder faktiskt vidtas. Exempelvis kan ett styrmedel som fokuserar på utsläpp leda till faktiska åtgärder i form av exempelvis ändrade insatsvaror, ändrad produktionsteknologi, ändrad reningsteknik eller ändrad produktionsmängd.

Generellt kan styrmedel riktas mot:

- *Recipientkvalitet.* Ofta är det kvaliteten på recipienten (t.ex. god vattenstatus) som är själva målet med styrmedlet.
- *Förorening som når recipienten.* Om man känner till retentionen från utsläppskällan till recipienten kan styrmedlet riktas mot det utsläpp som når recipienten. Om kunskapen om relationen mellan utsläpp och kvalitet på recipienten är ofullständig minskar precisionen i styrmedlet.
- *Utsläpp.* Om styrmedlet riktas mot utsläppet vid källan ökar möjligheten, relativt ovanstående ”styrpunkter”, att mäta ut-

släppen och att hänföra dem till en viss verksamhet. Samtidigt minskar korrelationen mellan det som styrmedlet riktas mot och det problem man vill lösa.

- *Insatsvara.* Om det finns en korrelation mellan en insatsvara och ett utsläpp så kan styrmedlet riktas mot den insatsvaran. En fördel med det är att det kan vara lättare att mäta och kontrollera mängden insatsvara. En nackdel är att korrelationen sällan är fullständig samt att korrelationen kan förändras över tiden.
- *Teknologi.* Det kan finnas en korrelation mellan produktionsteknologi och utsläpp. Fördelen med att styra mot själva teknologin är att det är enkelt att kontrollera. Samtidigt kan korrelationen till målsättningen vara låg och förändras över tiden.
- *Produkt.* Att styra mot en produkt har samma typ av för- och nackdelar som att styra mot teknologi eller insatsvara.

Generellt bör ett styrmedel riktas så nära det problem man vill åtgärda som möjligt. Dels ökar detta sannolikheten för att miljömålet nås eftersom korrelationen mellan åtgärd och effekt på miljöproblemet avtar ju längre ifrån problemet man reglerar. För det andra så kräver kostnadseffektivitet att olika åtgärder kombineras på ett kostnadseffektivt sätt. Möjligheten för en aktör att själv kombinera åtgärder för att nå målet minskar ju längre ifrån miljömålet styrmedlet riktas.

Ett problem med att rikta styrmedel nära målet är att det ofta är svårt att mäta effekterna där och att koppla dem till en enskild aktörs beteende. Ofta är det därför omöjligt, eller väldigt kostnadskrävande, att rikta ett styrmedel nära problemet.

Vart styrmedlet ska riktas är alltså en avvägning mellan å ena sidan hur nära problemet det är möjligt att styra och hur höga kontrollkostnaderna blir och å andra sidan hur höga kostnaderna för en oprecis styrning blir i form av sämre måluppfyllelse och lägre kostnadseffektivitet. Utfallet av denna avvägning beror på graden av korrelation mellan styrpunkten och effekten på målsättningen.

5.2.3 Andra aspekter på utformning av styrmedel

Utöver de två dimensioner som beskrivits ovan finns det andra generella och viktiga aspekter på utformningen av styrmedel.

Styrmedel kan vara *generella* eller *specifika*. Ett generellt styrmedel är, i någon dimension, utformat på samma sätt för alla verksamheter medan ett specifikt styrmedel är individuellt utformat för enskilda verksamheter. Ekonomiska styrmedel, som miljöskatter, är ofta generella i bemärkelsen att alla utsläpp beläggs med en lika stor skatt. Men i princip kan en utsläppsskatt vara specifik, så att skatten skiljer sig åt mellan olika användare. Även kvantitativa regleringar kan vara såväl generella (samma utsläppsmängd, samma utsläppsreduktion etc.) eller individuella (individuella reduktionskrav).

Styrmedel kan också, oberoende av vilken typ av styrmedel det rör sig om, riktas mot alla utsläpp eller mot ett begränsat antal av de verksamheter som står för utsläppen. Så kan exempelvis en skatt eller ett teknologikrav gälla endast för verksamheter över en viss storlek eller för produkter tillverkade efter en viss datum.

5.2.4 Många kombinationer av typ och riktning möjliga

Ovanstående klassificering av styrmedel leder fram till slutsatsen att ett enskilt styrmedel kan beskrivas och klassificeras utifrån exempelvis två dimensioner. Som framgår av föregående avsnitt finns det dock andra aspekter som kan vara viktiga vid utformningen av styrmedel.

Figur 5.1 Beskrivning av styrmedel i två dimensioner

	Recipient- kvalitet	Recipient- förorening	Utsläpp	Insatsvara	Teknologi	Produkt
Kvalitativa regleringar						
Ekonomiska styrmedel						
Informativa styrmedel						
Andra typer Av styrmedel						

I princip är alla kombinationer av de två dimensionerna möjliga. Notera att tabellen endast innehåller grupper av styrmedel och att det under respektive rubrik finns olika former av styrmedel. Vidare kan alltså varje "ruta" innehålla styrmedel som är generella eller specifika och som gäller för olika stor andel av de verksamheter som ger upphov till det aktuella problemet.

5.2.5 Kriterier för att bedöma styrmedel

Syftet med ett styrmedel är att åstadkomma en resursanvändning som annars inte uppnås. Ett kriterium för att utvärdera ett styrmedel är därför naturligtvis i vilken grad och med vilken säkerhet man når målsättningen, exempelvis en god vattenstatus. Men, ett styrmedel har alltid en rad andra effekter som kan vara mer eller mindre önskvärda.

I Vattenprisutredningens direktiv betonas att det i samband med förslag till förändringar i befintliga styrmedel är viktigt att de "sammantaget på ett kostnadseffektivt och i övrigt ändamålsenligt sätt ger möjlighet att förbättra vattenmiljön i Sverige och uppnå god vattenstatus." Det är dock viktigt att komma ihåg att kostnadseffektivitet endast utgör ett av flera kriterier för att utvärdera ett styrmedels totala effekter. Nedan beskrivs ett antal generella

kriterier för utvärdering av styrmedel. I anslutning till varje kriterium görs en generell utvärdering av olika typer av styrmedel.

Måluppfyllelse

Måluppfyllelse beskriver med vilken säkerhet målsättningen, vad det gäller utsläppsnivå eller miljö kvalitet, nås.

Generellt kan sägas att styrmedel som riktas närmare målsättningen har större möjlighet att nå målsättningen. Detta under förutsättning att efterlevnaden kan kontrolleras. Ju längre ifrån miljöproblemet styrmedlet riktas desto sämre är korrelationen mellan de åtgärder som vidtas och effekt på miljösituationen.

När det gäller typ av styrmedel ger generellt en kvantitativ reglering säkrare måluppfyllelse än ekonomiska styrmedel. Effekten av styrning med hjälp av priser (exempelvis i form av en utsläppsskatt) beror på hur priskänsliga aktörerna är och i regel saknar myndigheterna exakt kunskap om detta. Noteras ska dock att styrning via definition av rättigheter (t.ex. i form av en utsläppsmarknad) ger en god måluppfyllelse.

TVå saker bör dock noteras:

- ovanstående slutsatser bygger på fullständig efterlevnad. I regel krävs kontroll och sanktionsmöjligheter för alla typer av styrmedel.
- i ett dynamiskt perspektiv kan alla styrmedel justeras. Det innebär att möjligheten till god måluppfyllelse för de ekonomiska styrmedlen ökar om systemet innehåller en återkoppling med (automatisk) justering av nivåer.

Kostnadseffektivitet

Kostnadseffektivitet innebär att det som faktiskt uppnås inte kan nås till en lägre kostnad. Kostnadseffektivitet kräver alltså inte i sig att målsättningen uppnås. Det är alltså möjligt att "missa målet på ett kostnadseffektivt sätt" på samma sätt som det är möjligt att nå målet men till onödigt höga kostnader.

Kostnadseffektivitet kräver att de åtgärder som vidtas är de med lägst kostnader. Detta uppfylls när alla åtgärder vidtas i en omfattning upp till den nivå så att marginalkostnaden för varje åtgärd är

lika hög. Kostnadseffektivitet kräver därför "lagom mycket" åtgärder från varje aktör och "rätt typ av och lagom mycket" åtgärder hos varje enskild aktör.

I de flesta fall har myndigheten sämre kunskap om kostnaderna för åtgärder än vad den enskilde aktören har. Det medför att ju större frihet aktören själv har att välja åtgärder desto lägre kommer kostnaderna att bli. Generellt har alltså ett styrmedel riktat mot själva problemet större möjlighet att leda till att en kostnadseffektiv kombination av åtgärder vidtas.

Men kostnadseffektivitet kräver också att mängden åtgärder hos varje aktör anpassas utifrån marginalkostnaderna hos den aktören. Eftersom myndigheten i regel har sämre kunskap om kostnaderna hos de olika aktörerna är det svårt att uppnå en kostnadseffektiv kombination av åtgärder med hjälp av reglerande styrmedel riktade mot enskilda aktörer. Ett ekonomiskt styrmedel leder däremot till att varje aktör anpassar mängden åtgärder upp till samma marginalkostnadsnivå och därmed till en kostnadseffektiv kombination av åtgärder. På samma sätt kommer de priser som sätts på en marknad (exempelvis för utsläppsrätter) medföra att alla aktörer anpassar sig till samma marginalkostnadsnivå.

Dynamisk effektivitet / incitament till teknisk utveckling

Utöver att det är viktigt att minimera kostnaderna på kort sikt, givet den teknologi och kunskap som finns för närvarande, så är det viktigt att minimera kostnaderna på lång sikt. På lång sikt kan kunskap och teknologi förändras och olika typer av styrmedel ger olika incitament till teknikutveckling.

Även i detta perspektiv är ett styrmedel riktat mot själva problemet bättre. Ju längre från problemet styrmedlet är riktat desto större är risken för att ny teknologi inte löser själva problemet.

Olika typer av styrmedel utgör olika starka incitament för att utveckla teknik som minskar miljöproblemet ytterligare. Ju mer som finns att tjäna på att minska utsläpp desto större är incitamenten att utveckla ny teknologi eller nya metoder för att minska exempelvis påverkan på vatten. Det betyder att ekonomiska styrmedel (där man kan undvika en skattekostnad, sälja utsläppsrätter eller erhålla subventioner om utsläppen minskar) ger starkare incitament till teknisk utveckling än reglerande styrmedel.

Fördelningseffekter / rättvisa

Olika sätt att utforma styrmedel får olika fördelningsprofiler. Fördelningsprofilerna kan beskrivas, exempelvis utifrån genomsnittliga effekter på gruppnivå, eller bedömas utifrån någon kriterium på vad som är en rättvis, önskvärd, fördelning.

Det är viktigt att notera att fördelningseffekter alltid måste beskrivas relativt någon annan situation. Fördelningseffekter av styrmedel kan exempelvis beskrivas i relation till varandra eller i relation till dagens situation. Huruvida fördelningsprofilen är bra eller dålig måste bedömas i relation till något kriterium för vad som är en önskvärd fördelning. Att rangordna alternativ utifrån hur stora omfördelningarna blir relativt dagens situation är bara relevant om dagens situation antingen ses som en norm i sig eller om den kan visas vara önskvärd utifrån något annat rättvisekriterium.

Fördelningseffekterna kan alltså beskrivas på gruppnivå, exempelvis som genomsnittliga effekter på olika inkomstgrupper, på kvinnor och män eller på olika åldersgrupper.

En fördelningsdimension, som särskilt pekas ut i ramdirektivet för vatten och utredningsuppdraget, är huruvida förorenarna, som grupp, får betala enligt principen om att förorenaren betalar, PPP.⁵

Innebörden av PPP utreds mer i detalj i kapitel 7. Här kan det dock konstateras att föroreningar medför kostnader i form av försämrad vattenkvalitet (en miljökostnad) och att minskning av föroreningar också det medför kostnader (reduktionskostnader). Även om summan av dessa kostnader har minimerats (så att samhällsekonomisk effektivitet har uppnåtts) återstår frågan om vem som ska bära de återstående kostnaderna. Fördelningen av dessa kostnader kan beskrivas gentemot två grupper; förorenarna (som har en verksamhet som skapar samhällsekonomiska värden, dock med miljökostnader som en bieffekt) och miljökonsumenterna (som upplever nytta av exempelvis opåverkat vatten). Enligt PPP ska förorenarna stå för miljö- och reduktionskostnader och enligt VPP (victim pays principle) så ska de drabbade stå för dessa kostnader. Respektive princip kan härledas utifrån två grundläggande principer om rättigheter där PPP utgår från att miljökonsumenterna i grunden har rätt till opåverkat vatten och bör kompenseras för att ge upp den rätten medan VPP utgår från att verksamhetsutövare har rätt att bedriva sin verksamhet och att inskränkningar i

⁵ Polluter Pays Principle. Fortsättningsvis används förkortningen PPP i detta kapitel.

möjligheten att exempelvis använda vatten som recipient medför rätt till kompensation.

Ekonomiska styrmedel som innebär betalning, exempelvis utsläppsskatter, uppfyller PPP (förorenarna betalar skatt för sina utsläpp och betalar själva kostnader för den reduktion de vidtar). En subvention å andra sidan, där förorenaren erhåller betalning för att minska utsläppen innebär en fördelning i linje med VPP. Kvantitativa regleringar har en fördelningsprofil som innebär att förorenaren betalar reduktionskostnaderna men inte miljökostnaderna för kvarvarande utsläppen. En sådan reglering uppfyller alltså inte vare sig PPP eller VPP fullt ut. Mer om detta i kapitel 7.

Bland de aktörer som påverkas olika av olika styrmedel finns staten, och därmed gruppen skattebetalare. Staten påverkas särskilt av ekonomiska styrmedel som kan innebära inkomster till statskassan (exempelvis från utsläppsskatter eller försäljning av utsläppsrätter) eller utgifter från statskassan (exempelvis till subventioner). Hur staten (som möjligen kan ses som en representant för de som drabbas av utsläpp) påverkas finansiellt kan vara intressant i sig, bland annat i relation till principen om att förorenaren ska betala. Viktigt är dock att påverkan på statens finanser också kan få sekundära effekter på samhällsekonomin. Skatteintäkter från en effektivitetshöjande utsläppsskatt kan ytterligare öka effektiviteten i ekonomin genom att andra snedvridande och effektivitets-sänkande skatter kan sänkas.

Konkurrenspåverkan

Styrmedel kan påverka konkurrensituationen för de företag mot vilka styrmedlen riktas. Olika styrmedel kan påverka i olika riktning och i olika omfattning. Generellt försämras konkurrenskraften ju mer ett företag får betala.

Eftersom ett syfte med styrningen är att höja effektiviteten så innebär den försämrade konkurrenskraft som internalisering av externa kostnader innebär inte i sig någonting negativt samhälls-ekonomiskt. Att det företag som har en produktionsteknologi som leder till stora utsläpp förlorar i konkurrenskraft gentemot ett företag med en renare produktionsteknologi är snarast, om samhälls-ekonomisk effektivitet är eftersträfvärd, en önskvärd effekt av ett styrmedel.

Detsamma gäller i princip när det handlar om konkurrenskraft gentemot utlandet, men med det viktiga undantaget att bristande miljöpolitik i konkurrensländer kan leda till en icke önskvärd försämring i konkurrenskraft.

Noteras ska, när det gäller konkurrenskraften gentemot utlandet, att ett land konkurrerar med *komparativa* fördelar. Det innebär att om en sektor får en försämrad konkurrenskraft på marknaden till följd av att externa kostnader har internaliserats, så innebär detta att andra sektorer får en förbättrad konkurrenskraft. Annorlunda uttryckt så innebär avsaknaden av miljöpolitik att mindre miljöpåverkande företag får sin konkurrenskraft försämrad jämfört med en situation med mer ambitiös miljöpolitik.

Kostnader av att ”ha fel”. Vad händer vid osäkerhet?

Det kommer aldrig att föreligga fullständig kunskap om vare sig utsläpp, dess påverkan på miljön, om värdet/kostnaden av denna påverkan eller om kostnaderna för åtgärder. Detta gäller i synnerhet som världen är föränderlig; exempelvis så kommer kostnader att förändras över tiden, och de kommer inte att göra det oberoende av styrmedel / institutionella ramar. Mer kunskap kan naturligtvis sökas men fullständig kunskap kommer aldrig att nås. Det betyder att man, även om det ibland är relevant att avvakta mer kunskap, måste ta beslut och sannolikt agera under viss osäkerhet.

Vad händer då om ett styrmedel utformas utifrån kunskap som visar sig vara felaktig? Effekterna av felaktiga antaganden / bristande kunskap skiljer sig något mellan olika typer av styrmedel.

Ett ekonomiskt styrmedel, som en skatt eller en subvention, har nackdelen att det är svårare att nå miljömålet. Om reduktionskostnaden är högre än vad myndigheten förväntat sig så kommer utsläppen att bli större än väntat. Ur måluppfyllelsesynpunkt är detta ett problem men ur samhällsekonomisk effektivitetssynpunkt så *kan* det vara en fördel. Detta under förutsättning att de marginella miljökostnaderna ökar mindre än de marginella reduktionskostnaderna. Den flexibilitet som ett incitamentsstyrmedel innebär kan alltså vara en fördel i de fall man kan undvika en väldigt hög reduktionskostnad samtidigt som miljökostnaden inte ökar så mycket. Om det, å andra sidan, är så att miljökostnaderna ökar väldigt drastiskt om för lite åtgärder vidtas, samtidigt som reduk-

tionskostnaderna inte är så höga, kan den flexibiliteten leda till en situation med onödigt höga samhällsekonomiska kostnader.

Man kan dock se till att utforma styrmedlen så att flexibilitet byggs in. Denna kan åstadkommas på olika sätt och den kan kräva olika grad av aktivt beslutsfattande. Viktigt är att se till att flexibiliteten blir relaterad till rätt problem; ett system som är för flexibelt kan bli känsligt för intressegrupper och det finns risk för att de egentliga målsättningarna inte uppfylls. Vidare är det viktigt att komma ihåg att stabilitet i spelreglerna är viktigt när det gäller långsiktiga beslut. Förändringar i spelregler kan skapa ”orättvisor” mellan dem som tidigt anpassat sig till regleringens intention och dem som avvaktar och sedan får lägre krav.

Känslighet för förändringar

Världen förändras hela tiden och flera förändringar kan påverka effekten av styrmedel. Återigen blir effekten olika för olika typer av styrmedel.

Om antalet utsläppskällor förändras över tiden kan det påverka exempelvis mängden utsläpp. Ett ekonomiskt styrmedel, som en utsläppsskatt, kommer att innebära att utsläppen ökar om nya utsläppskällor tillkommer. Ur måluppfyllelsesynpunkt är det ett problem men ur samhällsekonomisk effektivitetssynpunkt så kan en viss ökning av utsläppsmängden vara motiverad om samhällsekonomiskt nyttig verksamhet tillkommer (nivån på en samhällsekonomiskt effektiv skatt förändras dock och en skatt bör höjas något när verksamhet tillkommer). På en marknad för överlåtelsebara utsläppsrätter kommer den totala utsläppsmängden att vara opåverkad av att nya företag tillkommer men priset på utsläppsrätterna kommer att öka.

Inflation kommer att leda till att den reala kostnaden för en utsläppsskatt sjunker (om den inte justeras) vilket kommer att leda till att utsläppen ökar. Effekterna av en kvantitativ reglering påverkas inte av inflation.

Tekniskt utveckling och billigare reningsteknik kommer att leda till minskade utsläpp i fallen med ekonomiska styrmedel. Vid kvantitativa regleringar kommer utsläppsmängden att vara opåverkad (så länge inte tillstånden omprövas). Likaså kommer den totala utsläppsmängden att vara oförändrad om överlåtelsebara utsläppsrätter används.

Fuskincitament – behov av kontroll.

Eftersom styrmedel i många fall medför kostnader för dem som styrmedlen riktas mot så finns det incitament att inte följa reglerna. Att sådana incitament finns innebär dock inte med nödvändighet att alla som kan bryter mot reglerna eftersom det finns flera skäl som också talar för att följa reglerna.

Det kan dock noteras att ju mer man kan tjäna på att inte följa ett styrmedel desto större är incitamentet att fuska. Det betyder att både kostnaden för att "fuska" (påföljd * risk för upptäckt) och kostnaden för att följa regleringen påverkar efterlevnaden. Incitamenten för att fuska är därmed större vid en skatt än för en reglering vilken i sin tur innebär större fuskincitament än en subvention.

Hur stora fuskincitamenten är beror i stor utsträckning på hur kontroll av efterlevnad utförs och vilka sanktioner som utdöms.

Transaktionskostnader

Samtliga styrmedel medför kostnader för kontroll och uppföljning. Dessa kostnader kan bäras av såväl staten som av de enskilda aktörerna. Naturligtvis ska dessa kostnader beaktas vid en helhetsbedömning av ett styrmedel.

Kunskapsbehov

Prispolitik har svagheten att det är svårt att med säkerhet nå målet. Prispolitiken kräver i sig inte någon kunskap om miljökostnaderna! Kunskap om dessa behövs när man formulerar miljömålet, oavsett om man sedan vill styra via prispolitik eller annan form av styrmedel.

Styrning via priser kräver kunskap om de marginella åtgärds-kostnaderna för att nå måluppfyllelse. Om omedelbar måluppfyllelse inte är nödvändig kan själva införandet av exempelvis en skatt, via observationer av effekterna av skatten, ge myndigheten viss kunskap om åtgärds-kostnader. Styrning via kvantitativa regleringar kräver kunskap om åtgärds-kostnader om man vill undvika allt för höga åtgärds-kostnader.

5.3 Befintliga styrmedel kopplade till vattenmiljö

För att det ska vara möjligt att bedöma om det finns anledning att förändra mixen av styrmedel för att nå god vattenstatus i enlighet med kraven i ramdirektivet för vatten, t.ex. att fler ekonomiska styrmedel behövs, krävs att man har den övergripande bilden klar för sig. Detta innebär att man måste ta hänsyn till de styrmedel som redan verkar inom området. Ofta krävs en kombination av styrmedel för att den önskade effekten ska nås. Samtidigt så finns det goda skäl för att styrmedel bör vara enkla att förstå och tillämpa; det minskar transaktionskostnader för såväl myndigheter som reglerade verksamheter.

I detta avsnitt görs en genomgång av aktuella befintliga styrmedel med en mer eller mindre stark koppling till vattenanvändning/vattenpåverkan i olika former. Redogörelsen gör inte anspråk på att vara fullständig, och till viss del är syftet att visa på detaljeringsgraden och komplexiteten, främst avseende de reglerande styrmedlen, mer än att räkna upp dem alla. Redogörelsen för de ekonomiska styrmedlen bygger på och är en utveckling av den rapport som Euro Resource⁶ tog fram på uppdrag av Utredningen Svensk Vattenadministration år 2002 och på de sammanställningar av miljöpolutiska styrmedel som Naturvårdsverket och Energimyndigheten⁷ samt Naturvårdsverket⁸ har gjort.

Styrmedlen delas in i kategorierna kvantitativa regleringar, ekonomiska, informativa och andra typer av styrmedel. I den mån styrmedlen har utvärderats redovisas resultaten av utvärderingen. Vidare redovisas i vad mån eventuella förändringar eller översyner är på gång.

5.3.1 Kvantitativa regleringar

De flesta styrmedel implementeras genom lagstiftning. Krav på åtgärder och begränsning av utsläppsmängder med stöd i lagstiftningen är ett centralt styrmedel för att styra mot de politiska målen. Genom denna form av lagstiftning är det möjligt att ge en

⁶ Euro Resource, 2002. Vattenavgifter – förutsättningar och möjligheter. MariAnne Olsson, Göteborg, 2002.

⁷ Ekonomiska styrmedel i miljöpolutiken. Rapport från Naturvårdsverket och Energimyndigheten, Stockholm, 2006.

⁸ Ekonomiska styrmedel inom miljöområdet – en sammanställning. Rapport nr 333 från Naturvårdsverket, Stockholm, 2003.

specifik och riktad styrning. Även andra styrmedel, som ekonomiska styrmedel, implementeras genom lagstiftning.⁹ Prövning och tillsyn ska samspela med ekonomiska styrmedel och med frivilliga miljöstyrningssystem.¹⁰

Miljöbalken

De grundläggande bestämmelserna om miljö i svensk lagstiftning finns samlade i miljöbalken. Den syftar till att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö. Den ska tillämpas bl.a. så att människors hälsa och miljön skyddas mot skador och olägenheter, värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas samt den biologiska mångfalden bevaras. En långsiktigt god hushållning ska tryggas och ett kretslopp uppnås (miljöbalken 1:1). Regeringen har bedömt att de styrmedel som finns i miljöbalkens bestämmelser är effektiva styrmedel i arbetet med att uppnå miljö kvalitetsmålen (prop. 2004/05.150, s. 376).

Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd ska vidta de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön, s.k. *allmänna hänsynsregler*. I samma syfte ska vid yrkesmässig verksamhet *bästa möjliga teknik* användas (miljöbalken 2:3). Kraven gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid bedömningen ska särskilt beaktas nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder (miljöbalken 2:79).

Kan en verksamhet eller åtgärd befaras föranleda skada eller olägenhet av väsentlig betydelse för människors hälsa eller miljön, även om försiktighetsmått vidtas, får verksamheten bedrivas eller åtgärden vidtas endast om regeringen finner att det finns särskilda skäl. En verksamhet eller åtgärd får inte bedrivas eller vidtas om den medför risk för att ett stort antal människor får sina levnadsförhållanden väsentligt försämrade eller miljön försämrats avsevärt (miljöbalken 2:9). Även med de sistnämnda förutsättningarna kan regeringen tillåta det som är av synnerlig betydelse från allmän

⁹ Prop. 1997/98:45, s. 170.

¹⁰ Prop. 1997/98:45, s. 170.

synpunkt. Detta gäller dock inte om det kan befaras att det allmänna hälsotillståndet försämras (miljöbalken 2:10).

För ett stort antal verksamheter krävs *tillstånd* eller att en *anmälan* görs. Vilka verksamheter det gäller anges i förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Även om tillståndsplikt inte gäller får en tillsynsmyndighet (se nedan) i enskilda fall förelägga en verksamhetsutövare att ansöka om tillstånd om verksamheten medför risk för betydande olägenheter för människors hälsa eller miljön (miljöbalken 9:6).

Miljöbalkens allmänna hänsynsregler gäller också verksamheter som inte kräver tillstånd. Skillnaden är att genom ett tillstånd preciseras verksamhetsutövarens skyldigheter och rättigheter. Bl.a. anges tid som tillståndet ska gälla, verksamhetens läge, omfattning, utformning samt villkor om utsläpp och annat.

Ett lagakraftvunnet tillstånd gäller mot alla, enskilda och myndigheter, såvitt avser frågor som prövats i domen eller beslutet. Det kan dock återkallas helt eller delvis bl.a. om sökanden vilselett tillståndsmyndigheten, om tillståndet eller villkor för verksamheten inte följts och avvikelsen inte är ringa, om det behövs för att uppfylla Sveriges EU-förpliktelser samt om underhållet av en vattenanläggning allvarligt försumrats (miljöbalken 24:1, 3).

Vidare kan tillstånd omprövas när det gäller tillåten produktionsmängd o.dyl. och villkor ändras eller upphävas samt nya villkor meddelas. Det kan ske t.ex. om det gått tio år efter lagakrafttidpunkten, om det uppkommit någon mer betydande olägenhet som inte förutsågs när verksamheten tilläts, om förhållandena i omgivningen ändrats väsentligt, för att förbättra en anläggnings säkerhet samt om en väsentlig förbättring för miljö eller hälsa kan uppnås med ny teknik (miljöbalken 24:5).

Syftet med miljöbalken ska säkerställas genom *tillsyn*. Tillsyn utövas bl.a. av Naturvårdsverket, länsstyrelserna och kommunerna. Tillsynsmyndigheterna ska bl.a. kontrollera efterlevnaden av miljöbalken samt föreskrifter, domar m.m. som har meddelats med stöd av balken. De ska också vidta de åtgärder som behövs för att åstadkomma rättelse (miljöbalken 26:1, 26:3). Tillsynsmyndigheterna har befogenhet att meddela de förelägganden och förbud som behövs i enskilda fall.

För att miljöbalkens regler ska följas finns vissa *straffbestämmelser*. Bl.a. kan den som uppsåtligen eller av oaktamhet orsakar utsläpp av ett ämne som medför eller kan medföra en förorening som är skadlig för hälsa eller miljö dömas till böter eller fängelse

för miljöbrott, om omfattningen inte har ringa betydelse (miljöbalken 29:1). För otillåten miljöverksamhet kan den dömas som med uppsåt eller av oaktsamhet påbörjar eller bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd utan föreskrivet tillstånd eller godkännande eller utan att ha gjort en anmälan. Detsamma gäller den som bryter mot ett villkor eller bestämmelse i ett tillstånd m.m. enligt balken (miljöbalken 29:4).

Djur, växter och vissa produkter som varit föremål för bl.a. miljöbrott och otillåten miljöverksamhet kan förverkas. Vidare kan värdet eller utbytet av brott liksom hjälpmedel vid brott förverkas.

Vid vissa brott mot miljöbalken kan även en miljöstraffavgift tas ut. Den ska uppgå till minst 1 000 och högst 1 000 000 kronor (miljöbalken 30:1). Syftet med miljöstraffavgiften är att eliminera ekonomiska fördelar som överträdelse kan medföra. Den är tänkt som ett komplement till straffreglerna och ett incitament att satsa på driftsäkerhet och kontroller av processer och rening. Av förordningen (1998:950) om miljöstraffavgifter framgår för vilka överträdelse och med vilka belopp miljöstraffavgifter ska tas ut. Exempelvis föreskrivs att miljöstraffavgiften är 5 000 kronor om överträdelsen är att utan tillstånd inrätta en avloppsanordning trots att ett sådant tillstånd krävs, och den är 3 000 kronor om överträdelsen är att utan tillstånd inrätta en värmepumpsanläggning trots att tillstånd krävs.

Tillsynsmyndigheten får förena ett föreläggande eller förbud med vite (miljöbalken 26:14). Ett vitesföreläggande ska rikta sig till namngivna adressater och avse en bestämd åtgärd. Det ska fastställas till ett belopp som kan antas förmå adressaten att följa föreläggandet. Det är därför inte en sanktion på samma sätt som böter eller miljöstraffavgift.

Miljöbalken innehåller också *regler om kompensation som alternativ* i nuvarande bestämmelser. En grundprincip när det gäller miljöansvar är att verksamhetsutövaren ska utföra de skyddsåtgärder och vidta de försiktighetsåtgärder i övrigt som behövs för att skydda hälsa och miljö (MB 2:3). Den principen innebär också ett krav på verksamhetsutövaren att återställa skadad miljö. Verksamhetsutövaren kan fullgöra denna skyldighet genom att finansiera åtgärderna i stället för att själv utföra dem (MB 2:8, prop. 1997/98:45, s. 235).

Miljöbalkens regler om områdesskydd (kapitel 7) öppnar möjligheter att vidta skadliga åtgärder mot att de kompenseras. Exempelvis kan länsstyrelse eller kommun under vissa begränsade

omständigheter helt eller delvis upphäva beslut om naturreservat eller ge dispens från reservatsföreskrifter om intrånget i naturvärdet kompenseras i skälig utsträckning på naturreservatet eller på något annat område (MB 7:7). Kompensationen kan bestå i att ett annat område av motsvarande intresse för naturvärden skyddas eller i åtgärder som ökar naturvärdet av något annat skyddat område. Exempelvis kan restaurering av en igenväxt fågelsjö kompensera förlust av en annan våtmark (prop. 1997/98:45, s. 77).

Vidare kommer kompensationsstanken till uttryck i bestämmelserna i miljöbalkens kap. 10 om avhjälpande av miljöskada. Den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till en föroreningskada eller allvarlig miljöskada (verksamhetsutövaren) är ansvarig för det avhjälpande som krävs enligt miljöbalken (MB 10:2). I ansvaret att avhjälpa kan det, bl.a. om skadan består i betydande negativa effekter på vattenmiljön, ingå att återställa miljön till det tidigare skicket och, om ett återställande inte är möjligt, att kompensera för förlorade miljövärden på annat sätt (MB 10:5 st. 1).

I 11–14 §§ förordningen (2007:66) om allvarliga miljöskador finns mer detaljerade bestämmelser om åtgärder för att kompensera för förlorade miljövärden. I fråga om en skada på ett vattenområde eller grundvatten, ska de kompenserande åtgärderna så långt det är möjligt innebära att kvaliteten på en sådan naturresurs och dess funktioner på den plats där skadan uppstod eller på en annan plats är lika god som den kvalitet som naturresursen skulle ha haft om skadan inte hade uppstått. Gäller det en skada på en art eller livsmiljö ska åtgärderna medföra att förutsättningarna för att bevara arten eller livsmiljön på den plats där skadan uppstod eller på en annan plats är lika goda som de förutsättningar som skulle ha varit om skadan inte hade uppstått.

Vidare sägs att om det är möjligt ska en kompensationsåtgärd som vidtas på en annan plats än den där skadan uppstod vidtas på en plats som i fråga om naturresursens funktion och dess betydelse för allmänhetens friluftsliv har anknytning till den plats där skadan uppstod. Under vissa omständigheter får kompensationsåtgärderna bestämmas med ledning av en ekonomisk värdering av naturresurser och naturresursfunktioner.

I miljöbalkens allmänna bestämmelser om prövningen finns en bestämmelse om att tillstånd eller dispens m.m. får förenas med skyldighet att utföra eller bekosta särskilda åtgärder för att kompensera det intrång i allmänna intressen som verksamheten

medför (MB 16:9). I sammanhanget kan också nämnas att lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet har regler om bygdeavgifter och fiskeavgifter som avser att kompensera för störningar av olika slag av vattenverksamhet.

Miljöbalken och miljökvalitetsmålen

Miljökvalitetsmålen har kortfattat beskrivits i avsnitt 2.2. Sambandet mellan miljökvalitetsmålen och miljöbalken framgår såväl i förarbetena till miljöbalken (prop. 1997/98:45, del 2, s. 8) som i propositionen Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier (prop. 2000/01:130, s. 219 f). Så som där angivits har både miljöbalken och miljökvalitetsmålen till syfte att främja en hållbar utveckling. Miljöbalkens mål om att främja en hållbar utveckling kommer till uttryck i balkens portalparagraf, 1 kap. 1 §. Samtliga bestämmelser i miljöbalken ska tillämpas på det sätt som bäst tillgodoser balkens mål och syfte, dvs. på det sätt som bäst främjar en hållbar utveckling. Miljökvalitetsmålen innebär en konkretisering av den miljömässiga dimensionen av hållbar utveckling. De ger vägledning om hur bestämmelserna i miljöbalken ska tillämpas och utgör ett värdefullt tolkningsunderlag för de myndigheter som ska tillämpa balken (prop. 2004/05:150, s. 376).

Tillstånd till och villkor för olika verksamheter

Som framgår ovan krävs tillstånd för vissa miljöfarliga verksamheter som anges i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Nedan beskrivs tillståndsgivningen kort:

I en dom eller beslut med tillstånd till en verksamhet ska enligt 19 kap. 5 § och 22 kap. 25 § miljöbalken bl.a. anges

- den tid tillståndet ska gälla,
- verksamhetens ändamål, läge, omfattning, säkerhet och tekniska utformning i övrigt
- tillsyn, besiktning och kontroll,
- skyldighet att betala ersättning eller att utföra skadeförebyggande åtgärder
- skyldighet att betala avgifter samt

- de villkor om utsläpp, begränsningsvärden och bästa möjliga teknik som behövs för att hindra eller begränsa skadlig påverkan på grund av föroreningar samt de övriga villkor som behövs för att förhindra skada på eller olägenhet för omgivningen.

Miljööverdomstolen har nyligen uttalat sig mer principiellt om villkorsskrivning, särskilt sådana som innehåller begränsningsvärden (*MÖD 2009-01-29, s. 6, M 3792/07 ang. tillstånd för Växjö Energi*):

Ofta innehåller villkoren någon typ av begränsningsvärden, som anger hur stora utsläppen av förorenande ämnen får vara eller vilken belastning på miljön som är acceptabel. Begränsningsvärdet anger således inte vilka konkreta åtgärder som tillståndshavaren ska vidta utan denne får själv välja vad som ska göras för att klara värdet. Tillståndshavaren är skyldig att följa villkoren och denna skyldighet är straffsanktionerad. En överträdelse av villkoren kan också medföra att tillståndet återkallas. Miljöbalken innehåller inga bestämmelser om hur ett begränsningsvärde ska utformas. Tillståndsmyndigheten får anses ha frihet att utforma begränsningsvärdet på det sätt som anses lämpligt med hänsyn till omständigheterna i det enskilda fallet. Som en allmän utgångspunkt för all villkorsskrivning gäller emellertid att tillståndshavaren ska ha rättsliga och faktiska förutsättningar att klara de krav som villkoret innebär. Det betyder att tillståndsmyndigheten när den fastställer begränsningsvärdet måste ha klart för sig att det finns konkreta åtgärder att vidta i form av skyddsåtgärder eller begränsningar i verksamheten. Tillståndsmyndigheten måste också bilda sig en uppfattning om kostnaderna för dessa åtgärder. Nyttan av dessa ska sedan ställas mot kostnaderna och ligga till grund för den avvägning som ska göras enligt 2 kap. 7 §.

Ett villkor måste vidare vara så utformat att det inte råder någon tvekan om vad som krävs av tillståndshavaren. Det ska gå att objektivt fastställa när en överträdelse har skett. Vikten av klara och tydliga villkor har understrukits av Högsta domstolen (se NJA 2006, s. 310).

Nedan exemplifieras tillståndsgivning med föreskrifter om villkor för några olika verksamheter. Av exemplen framgår bl.a. vilken detaljeringsgraden kan vara i villkor.

Exempel –villkor för en processindustri (massatillverkning)

Begränsningsvärden för utsläpp till vatten:

- Av TOC högst 7,5 ton/dygn som månadsmedelvärde
- Av suspenderade ämnen högst 1,2 ton/dygn som årsmedelvärde

- Av totalfosfor högst 40 kg/dygn som månadsmedelvärde
- Av totalkväve högst 400 kg/dygn som månadsmedelvärde
- För halten organiskt material mätt som BOD₇ i utgående avloppsvatten högst 15 mg/l som årsmedelvärde

Vidare anges begränsningsvärden för utsläpp till luft, t.ex. för utsläpp av gasformigt processsvavel, av kväveoxider, för stofthalt i rökgaser, svavelväte.

Ett tillstånd kan vidare innehålla föreskrifter om t.ex. högsta bullervärden i decibel, kemikaliehantering, avfallshantering av transporter och energihushållning.

Tillstånd till och villkor för vattenverksamhet

För vattenverksamhet finns särskilda regler i kapitel 11 i miljöbalken. Med vattenverksamhet menas bl.a.

- uppförande av dammar och andra anläggningar i vattenområden, fyllning i vattenområden samt bortledande av vatten och andra åtgärder som syftar till att förändra vattnets djup eller läge,
- bortledande av grundvatten och tillförsel av vatten för att öka grundvattenmängden,
- markavvattning.

Som en särskild förutsättning för vattenverksamhet gäller att den bara får bedrivas om dess fördelar från allmän och enskild synpunkt överväger kostnaderna samt skadorna och olägenheterna av den.

För vattenverksamhet krävs tillstånd enligt miljöbalken. Tillstånd enligt äldre lagstiftning kallades vattendom. För vissa vattenverksamheter gäller i stället för tillståndsplikt att de inte får påbörjas innan de har anmälts till tillsynsmyndigheten (miljöbalken 11:9, 9a). Ett tillstånd får förenas med villkor för verksamheten.

Tillstånd behövs inte för bl.a. en- eller tvåfamiljsfastigheters eller jordbruksfastigheters husbehov (jordbruksbevattning anses inte vara för husbehov). Tillstånd eller anmälan behövs inte heller om det är uppenbart att varken allmänna eller enskilda förhållanden skadas genom vattenverksamhetens inverkan på vattenförhållandena (miljöbalken 11:11, 12). Liksom i fråga om tillstånd enligt

9 kap. 6 § miljöbalken kan också tillstånd till vattenverksamhet återkallas eller omprövas.

Gäller omprövningen vattenverksamhet ska den som begär omprövningen ersätta tillståndshavaren för eventuell förlust av vatten, fallhöjd eller reglermöjligheter. Tillståndshavaren måste dock tåla en förlust av högst en femtedel och lägst en tjugondel av produktionsvärdet hos ett vattenkraftverk eller en vattenkraftreglering.

Exempel – vattenverksamhet

Beskrivningen av den verksamhet som ges tillstånd är en central del i domen eller beslutet om tillståndet. Beskrivningen måste vara otvetydig för att det ska vara möjligt att avgöra om en verksamhet helt omfattas av ett tillstånd. Här lämnas ett exempel på hur verksamheten avgränsas när det gäller vattenverksamhet.

Miljödomstolen lämnar N.N. tillstånd

- att tillgodogöra sig fallhöjden mellan dämningsskärmen 211,54 och vattenståndsnivån vid medelvattenföring i Ljungaån där avloppskanalen mynnar +11,35 m samt att från Ljungaån avleda vatten genom kraftstationen intill turbinens slukförmåga, nominellt 2,0 kubikmeter/sekund,
- att för utnyttjande av vattenkraften i Ljungaån bygga Karlsheds kraftverk med intagsparti, tilloppstub, kraftverksstation, avloppskanal m.m. i enlighet med ansökan,
- att förse den befintliga dammen med ett luckutskov med bredden 1,4 m, höjden 1,85 m och med tröskeln på höjden på +19,50 m.

Verksamheten och arbetena för denna ska bedrivas i huvudsaklig överensstämmelse med vad sökanden har angett eller åtagit sig i målet.

Vid tillståndsprövningen ska tillståndsmyndigheten ta ställning till vilka skyddsåtgärder och vilka begränsningar för verksamheten som behövs från miljösynpunkt och som är skäligen att kräva. Dessa försiktighetsmått anges som villkor i domen eller beslutet. Nedan lämnas exempel på typiska villkor om vattenverksamhet i tillstånd enligt miljöbalken. De har hämtats ur en sammanställning av Naturvårdsverket 2008-05-05:

Minimitappning

- I huvudvattenfåran ska alltid släppas minst 100 l/s eller tillrinningen om den är lägre.
 - a) Under tiden den 16 dec–31 aug ska 0,2 m³/s vatten släppas genom fiskvägen.
 - b) Under tiden den 1 sept–15 dec ska 0,5 m³/s vatten släppas genom fiskvägen.
 - c) Under tiden den 1 sept–15 dec ska kraftverket stängas av under fyra (4) timmar vid ettvarvt av nitton (19) olika tillfällen och när kraftverket ånyo startas ska ytterligare 1 m³/s släppas genom fiskvägen under ett dygn.
- Genom omlöpet ska släppas fram ett flöde på minst 1,4 m³/s som årsmedelvärde. Flödet ska alltid vara minst 1,4 m³/s eller tillrinningen, om denna är mindre.
- Genom den naturliga fåran förbi kraftverket och utloppskanalen ska alltid framsläppas en vattenmängd av 300 l/s eller, om tillrinningen är mindre, hela tillrinningen. Vid tillämpningen av denna bestämmelse får tillståndshavaren tillgodoräkna sig den vattenmängd som släpps genom fiskvägen.

Fiskvägar

- En fiskvandringssväg i form av ett omlöp ska anläggas förbi dammen och vara klar att tas i bruk senast då kraftverket tas i drift. Fiskvägens närmare utformning och placering ska ske i samråd med Fiskeriverket.
- Dammägaren ska hålla fisktrappa för fiskens uppvandring, ålyngelledare och anordning för fiskens nedvandring samt svara för dessas underhåll och skötsel. Fisktrappan ska hållas öppen under tiden 1 september–30 november.
- Sökanden ska utföra och bibehålla galler (fingrindar) i intagskanalens mynning för att förhindra att nedvandrande fisk kommer in i kraftstationen. Gallervidden ska vara högst 20 mm.

Fiskeavgift

- Sökanden ska till Fiskeriverket betala en allmän årlig fiskeavgift enl. 6 kap. 6 § lagen (1998:12) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet. Avgiften ska utgå med 14 avgiftsenheter i klass 2 (7 och 8 §§).

Grumling

- Grumlande arbeten får inte ske under perioden 1 maj till 31 augusti.
- Arbeten i vattenområdet ska bedrivas på sådant sätt att grumling i görligaste mån undviks.

Kompensationsåtgärder

- På lämplig sträcka i bäcken ska tillståndshavaren som biotopförbättrande åtgärd utlägga sten och grus. Det närmare utförandet ska godkännas av länsstyrelsen. Åtgärderna ska vara utförda inom två år från det att tillståndet tagits i anspråk.
- Sökanden ska i samråd med fiskevårdsområdesföreningen årligen med början 2006 under fem år sätta ut 1 500 matningsfärdiga öringsyngel av mellanljusnanstam i ån uppströms kraftverket.
- Som kompensation för fiskeskada under byggnadstiden ska sökanden i samråd med Fiskeriverket sätta ut 400 st utvandningsfärdiga havsöringsmolt i åns vattensystem. Om detta inte kan genomföras får Fiskeriverket inom samma kostnadsram förordna om andra fiskefrämjande åtgärder i vattensystemet.
- Sökanden åläggs att utföra fiskevårdande kompensationsåtgärder i vattendraget eller i annat närbeläget vattenområde. Åtgärderna ska utföras efter samråd med Fiskeriverket.

5.3.2 Andra lagar av betydelse för vattenmiljön

Miljöbalken kompletteras som nämnts av bl.a. lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamheter. Den innehåller bl.a. regler om bygdeavgifter och fiskeavgifter. Vidare bör nämnas lagen om allmänna vattentjänster (2006:412) som innehåller bestämmelser om vattenförsörjning och avlopp, t.ex. om avgifter.

Plan- och bygglagen (1987:19) innehåller bestämmelser om planläggning av mark och vatten och om byggande. Den syftar bl.a. till att främja en god och långsiktigt hållbar livsmiljö för människor (plan- och bygglagen 1:1). Vid planläggning ska natur- och kulturvärden beaktas samt bl.a. goda miljöförhållanden och en långsiktigt god hushållning med mark och vatten främjas (plan- och bygglagen 2:2).

5.3.3 EU-lagstiftning om vattenmiljö i svensk rätt

EU-regler meddelas antingen i en förordning eller ett direktiv. Bestämmelserna i en förordning gäller direkt i alla EU:s medlemsstater medan de i ett direktiv måste införlivas i nationell lagstiftning. Direktiv behöver inte införlivas ordagrant men den nationella rättsordningen ska överensstämma med dess innehåll i sak. Gällande direktiv och förordningar styr de nationella regelverken

och påverkar därmed också möjligheterna att utforma nya styrmedel genom att direktivet eller förordningen i vissa fall genom t.ex. olika begränsningsvärden kan begränsa möjligheterna att introducera nya styrmedel.

För svensk del finns som nämnts tidigare de centrala reglerna på milj opoltikens område samlade i miljöbalken och dess följdförfattningar. Den innehåller inte bara regler som har ett nationellt ursprung utan också regler som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen.

Direktiv

När *ramdirektivet för vatten* skulle genomföras i svensk rätt infördes bestämmelser i miljöbalken om vattendistrikt och vattenmyndigheter samtidigt som balkens regler om miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram kompletterades. Vidare fick regeringen eller myndighet regeringen bestämmer bemyndigande att ge föreskrifter om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön. Regeringen har med stöd av bemyndigandet infört förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Där återges direktivets bestämmelser mer eller mindre ordagrant i behövliga delar. Bl.a. ges föreskrifter för vattenmyndigheterna när det gäller miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram och vad som behövs i övrigt för att de ska kunna utföra vad som krävs enligt direktivet. Naturvårdsverket och Sveriges geologiska undersökning bemyndigas i förordningen att ge vattenmyndigheterna närmare föreskrifter i olika frågor, exempelvis om hur kvalitetskraven för vatten ska bestämmas och om  vervakningsprogramms innehåll och genomförande.

Det finns också andra uppl aggingar för att genomföra EU-direktiv. Ett exempel  r *rådets direktiv 91/271/EEG av den 21 maj om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse*. Direktivet gäller hopsamling, rening och utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse samt rening och utsläpp av avloppsvatten från vissa industri-sektorer. Direktivet kräver att avloppsvatten från tätbebyggelse leds in i ledningsnät och renas före utsläpp. Kraven på rening varierar med hänsyn till recipientens känslighet för utsläpp.

Den legala grunden för att införa direktivets bestämmelser i svensk rätt fanns i miljöbalkens föregångare miljöskyddslagen. Den nu aktuella bestämmelsen finns i 9 kap. 5   i balken, som ger regeringen möjlighet att meddela föreskrifter om förbud, skydds-

åtgärder, begränsningar och andra försiktighetsmått för att skydda människors hälsa eller miljön. Regeringen får också ge sådana föreskrifter för att uppfylla Sveriges internationella åtaganden, till vilka hör att genomföra EU-direktiv. Vidare får regeringen om det finns särskilda skäl bemyndiga en myndighet att meddela sådana föreskrifter.

I 47 § förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd bemyndigar regeringen Naturvårdsverket att lämna närmare föreskrifter om bl.a. rening av avloppsvatten från tätbebyggelse. Dessförinnan gällde motsvarande bemyndigande enligt den dåvarande miljöskyddsförordningen.

Med stöd av bemyndigandet har Naturvårdsverket beslutat om en kungörelse (SNFS 1994:7) med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse. Där återfinns direktivets bestämmelser i detalj, t.ex. om begränsningsvärden för olika ämnen i det rena avloppsvattnet från reningsverken.

Medan ramdirektivets för vatten huvudsakliga innehåll har tagits in i en förordning beslutad av regeringen finns det för den praktiska tillämpningen viktigaste innehållet i direktivet om avloppsvatten från tätbebyggelse i myndighetsföreskrifter. I båda fallen ges de grundläggande bestämmelserna för att införliva direktiven i svensk rätt i miljöbalken.

Stor betydelse för vattenmiljön har vidare *rådets direktiv 91/676/EEG av den 12 december 1991 om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket (nitratdirektivet)*. Denna lagstiftning anger villkoren för de åtgärdsprogram som medlemsstaterna ska ta fram för att minska kväveläckaget i känsliga områden. Åtgärderna innefattar bl.a. spridning och lagring av gödsel. I Sverige är det främst kust- och slättområdena som är känsliga områden enligt direktivet. Till detta direktiv finns det nationella regelverk som påverkar jordbruket i olika avseenden. Det svenska regelverket omfattar dessutom bestämmelser som gäller i hela landet.

Kraven på lagringskapacitet för stallgödsel skiljer sig beroende på antalet djurenheter och var i landet man befinner sig. Lagringskapaciteten ska vara minst 6 månader utanför det känsliga områdena och som minst 8–10 månader beroende på djurslag i känsliga områden.

Det finns även regler som begränsar den mängd stallgödsel som får tillföras per hektar både med avseende på stallgödselns innehåll av fosfor och kväve i förhållande till förhållande till tillgänglig areal

för spridning av gödseln. Reglerna med avseende på fosfor trädde i kraft fullt ut i hela landet 1995 och utformningen har sedan dess ändrats i den nya utformningen gäller fullt ut från och med 2013. Från och med 2010 har en regel om att mängden stallgödsel som får tillföras per år inte får överstiga 170 kg kväve införts i de känsliga områdena.

Förutom dessa regler finns en rad detaljerade regler för spridning av stallgödsel och andra organiska gödselmedel. Dessa innebär både direkta spridningsförbud under ett antal månader på året och under vissa markförhållanden men också restriktioner till vilka grödor spridning får ske och vilka gödselslag som kan spridas under vissa månader och restriktioner för spridning invid vattendrag. Dessutom finns spridningsförbud för mineralgödsel under några månader på året. Den huvudsakliga delen av restriktionerna när det gäller spridning av stallgödsel och andra organiska gödselmedel gäller enbart inom de känsliga områdena. De första spridningsrestriktionerna trädde ikraft redan 1989 och reglerna har därefter skärpts allt eftersom.

I Götaland ska dessutom en viss areal av åkermarken vara höst- eller vinterbevuxen för att minska kväveläckaget. Procentsatsen skiljer sig något åt mellan de mer sydliga länen och de mer nordliga länen. Slutligen omfattar regelverket krav för att minska ammoniakavgången vid lagring och spridning av stallgödsel. Dessa är särskilt inriktade på att minska avgången i de sydliga länen.

Enligt Jordbruksverkets föreskrifter (SJVFS 1999:119) om hänsyn till natur- och kulturvärden i jordbruket får inte handelsgödsel, stallgödsel samt slam eller annat organiskt avfall spridas på åkermark så att det hamnar utanför åkern. Detsamma gäller spridning på ängs- och betesmark om natur- och kulturvärden kan skadas av spridningen.

I slutet på 2009 beslutade EU om *Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1107/2009 om utsläppande av växtskyddsmedel på marknaden och om upphävande av rådets direktiv 79/117/EG och 91/414/EG*. Den nya förordningen kan ses som en förlängning på den tidigare och kommer att leda till större likriktning kring reglerna om godkännande och användning av växtskyddsmedel i Europa. Vid samma tillfälle beslutade EU om *Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/128/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder för att uppnå en hållbar användning av bekämpningsmedel*.

Kraven i lagstiftningen innebär bl.a. att den som sprider bekämpningsmedel av klass 1 eller klass 2 ska anteckna alla åtgärder. Av dokumentationen ska framgå vilket medel och vilken dos som har använts, tidpunkt och plats för spridningen, temperatur och vind, skyddsavstånd och vilka åtgärder som gjorts för att skydda miljön vid påfyllning och rengöring av utrustningen.

För att få tillstånd att använda växtskyddsmedel klass 1 eller intyg om behörighet att använda klass 2-medel krävs att den sökande är myndig och har tillräcklig utbildning. Kravet på tillräckliga kunskaper är uppfyllt då den sökande har kunskaper om medlets egenskaper, användningsområden och påverkan på människor och miljö. Vidare ska den sökande ha kunskaper om åtgärder för att förhindra eller minska skador som medlet kan orsaka. Den sökande ska också veta vilka bestämmelser som gäller och ha praktiska kunskaper som medför att bekämpningen kan ske på ett riktigt sätt.

Enligt *Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/1/EG av den 15 januari 2008 om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar (IPPC-direktivet)* krävs det ett tillstånd för industriverksamhet och jordbruk med hög föroreningspotential. Exempel på sådan verksamhet är energiproduktion, metallindustri, mineralbearbetning, kemisk industri, avfallshantering och djuruppfödning.

Företagen ska själva ansvara för förebyggande och minskning av de föroreningar som de kan komma att orsaka. För att få tillstånd måste industrianläggningar och jordbruk uppfylla vissa grundläggande krav. Verksamhetsutövarna ska bland annat:

- vidta alla åtgärder som kan bidra till att bekämpa föroreningar, framför allt genom att använda bästa tillgängliga teknik,
- undvika alla betydande föroreningar,
- förebygga, återanvända eller undvika avfall på det sätt som förorenar minst,
- sörja för effektiv energianvändning,
- förebygga olyckor och begränsa följderna av olyckor,
- återställa platsen när verksamheten upphör.

Tillståndsbeslutet ska innehålla en rad konkreta krav om bland annat

- utsläppsgränsvärden för förorenande ämnen (utom i fråga om växt-husgaser, om det tillämpas ett system för handel med utsläppsrätter – se nedan),

- eventuella åtgärder för att skydda mark, vatten och luft,
- åtgärder för hanteringen av avfall,
- åtgärder för exceptionella förhållanden (läckor, störningar i driften osv.),
- minimering av långväga eller gränsöverskridande föroreningar,
- utsläppskontroll,

Förutom ramdirektivet för vatten och andra EG-direktiv om vattenfrågor som direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, direktivet om kvaliteten på dricksvatten¹¹, direktivet om kvaliteten på badvatten¹², nitratdirektivet¹³, finns också andra direktiv med krav som ska uppfyllas genom svensk lagstiftning och indirekt påverkar vattenförvaltningen. Exempel utom IPPC-direktivet är direktivet om prioriterade ämnen¹⁴, fiskevattendirektivet¹⁵, skaldjursdirektivet¹⁶, fågeldirektivet¹⁷ och art- och habitatdirektivet¹⁸.

Det skulle föra för långt att redogöra för vad alla dessa direktiv innebär i form av detaljregleringar som utövare har att följa, men de styr det nationella regelverket och begränsar därmed möjligheten att införa nya styrmedel.

5.3.4 Ekonomiska styrmedel per kategori

Med ekonomiska styrmedel avses marknadsanpassade instrument som skatter och avgifter, överlåtbara utsläppskvoter samt panter, bidrag, subventioner, avdragsmöjligheter och ersättningar för utförda tjänster. De styrmedel som redovisas här har valts eftersom de har en tydlig direkt eller indirekt effekt på vattenmiljön, trots att styrmedlets syfte inte alltid är att påverka miljön. Ibland finns klara fiskala motiv i botten.

¹¹ 80/778/EEG och 98/83/EEG.

¹² 91/271/EEG.

¹³ 91/676/EEG.

¹⁴ 2008/105/EG.

¹⁵ 78/659/EEG.

¹⁶ 79/923/EEG.

¹⁷ 79/409/EEG.

¹⁸ 92/43/EEG.

1. Utsläppavgifter/-skatter

Lagen (1994:1776) om skatt på energi reglerar tre olika skatter, nämligen energiskatt, koldioxidskatt och svavelskatt. Energiskatten på bränslen och elektrisk kraft är utformad på grundval av såväl energi- och miljöpolitiska som statsfinansiella skäl, där oftast det statsfinansiella skälet har varit dominerande. Koldioxidskatten på bränslen är en s.k. miljörelaterad skatt. Detta innebär att den har införts främst av miljöskäl. Dessa skatter är sektorsövergripande och påverkar all energianvändande industri i förhållande till energikälla och förbrukning. Indirekt påverkas även vattenmiljön om skatter och avgifter leder till minskade utsläpp till luft.

Energi -, miljö- och fordonsrelaterade skatter¹⁹

Koldioxid- och energiskatt tas ut på bränslen som används som drivmedel, drift av stationära motorer eller för uppvärmning. På el utgår endast energiskatt. Bränslen som används för andra ändamål, t.ex. råvaruanvändning, är skattebefriade, liksom biobränslen (med undantag för råttallolja).

Koldioxidskatten är proportionell mot de koldioxidutsläpp som uppstår vid förbränning av bränslet och motsvarar 105 öre per kg koldioxid år 2009. Energiskatten tas för närvarande inte ut proportionellt efter energiinnehåll. Energiskatten på fossila bränslen och elkraft utgår med ett visst belopp per volym-, vikt- eller energienhet. Skattesatserna för bensen och dieselolja är differentierade ur miljösynpunkt beroende på innehållet av bl.a. bly, bensen, svavel, aromatiska kolväten m.m.

För fossila bränslen som används som drivmedel utgår normalskattesats för koldioxid- och energiskatt i såväl hushållssektorn som näringslivet. För diesel som används i jord- och skogsbruksmaskiner var dock koldioxidskatten nedsatt till 21 procent (av 105 öre per kg koldioxid) år 2009.

För fossila bränslen som används till drift av stationära motorer och uppvärmning är skatteuttaget mer differentierat. För hushålls- och tjänstesektorerna utgår full koldioxid- och energiskatt. För industri utanför EU:s system för handel med utsläppsrätter samt inom jord-, skogs- och vattenbruk är koldioxidskatten nedsatt till

¹⁹ Detta avsnitt bygger där inte annat anges på Beräkningskonventioner 2010, en rapport från skatteekonomiska enheten i Finansdepartementet, oktober 2009.

21 procent av hushålls- och tjänstesektornivån och energiskatten är noll. Dessa skattenivåer tillämpas även för dieselolja som används för drift av fordon i viss gruvindustriell verksamhet. För industri inom handelssystemet är koldioxidskatten nedsatt till 15 procent och energiskatten är noll. För energiintensiva företag inom industri samt jord- skogs- och vattenbruk kan ytterligare nedsättning av koldioxidskatten medges genom den s.k. 0,8-procentsregeln. Regeln innebär att för företag där koldioxidskatten överstiger 0,8 procent av försäljningsvärdet (omsättningen) sätts det överskjutande beloppet ned till 24 procent av den skatt som annars skulle ha betalats. Nedsättningarna får aldrig understiga de minimiskattenivåer som anges i energiskattedirektivet.

Energiskatten på el för hushålls- och tjänstesektorerna i mellersta och södra Sverige var 28,2 öre per kWh år 2009. Energiskatten på el för hushålls- och tjänstesektorerna i norra Sverige var 18,6 öre per kWh, dvs. nedsatt med 9,6 öre per kWh. Energiskatten på el som används i industrin samt i jord- skogs- och vattenbruk uppgick till 0,5 öre per kWh. Företag som deltar i program för energieffektivisering befrias från energiskatten på el under programperioden.

Fossila bränslen som används i värmeverk beskattas med full koldioxid- och energiskatt om anläggningen inte omfattas av EU:s system för handel med utsläppsrätter. För värmeanläggningar inom handelssystemet är koldioxidskatten 94 procent av den generella koldioxidskattenivån, nivån på energiskatten är dock inte nedsatt. För bränsleanvändning i kraftvärmeverk som inte omfattas av handelssystemet utgår en koldioxidskatt motsvarande 21 procent av den generella koldioxidskattenivån och ingen energiskatt. För kraftvärmeanläggningar inom handelssystemet utgår en koldioxidskatt motsvarande 15 procent av den generella koldioxidskattenivån och ingen energiskatt.

Till de energirelaterade skatterna räknas även *svavelskatten*. På torv, kol, petroleumkoks och andra fasta eller gasformiga fossila bränslen uppgår den till 30 kronor per kg svavel i bränslet. Svavelskatten på flytande bränslen, t.ex. eldningsolja, utgör 27 kronor per m³ för varje tiondels viktprocent svavel i bränslet. Ingen skatt utgår dock för flytande bränslen med en svavelhalt på högst 0,05 viktprocent.

Till punktskatterna kan även räknas *fordonsskatten*, vilken är en årlig skatt som utgår på personbilar, bussar, lastbilar, motorcyklar, trafiktraktorer, motorredskap och vissa släpvagnar. Skatten varierar främst med slag av fordon, drivmedel och vikt. I syfte att öka

miljöstyrningen har fordonsskatten för personbilar lagts om till att vara baserad på koldioxidutsläpp från och med den 1 oktober 2006. Enbart personbilar av modellår 2006 eller senare samt äldre personbilar som uppfyller miljöklass 2005, miljöklass El eller miljöklass Hybrid påverkas av detta. Övriga fordon kvarstår i det viktbaserade systemet. För dieseldrivna personbilar används den s.k. miljö- och bränslefaktorn för att beakta dieselbilens högre specifika kväveoxid- och partikelutsläpp, samt den lägre energiskatten på dieselbränsle. Miljö- och bränslefaktorn innebär att fordonsskatten blir högre för dieseldrivna personbilar än för motsvarande bensindrivna med lika höga koldioxidutsläpp. Dagens miljö- och bränslefaktor är 3,3 för dieselbilar som blivit skattepliktiga före 2008 och 3,15 för bilar som blivit skattepliktiga 2008 eller senare.

Riksdagen har mot bakgrund av regeringens förslag i prop. 2009/10:41 Vissa punktskatter med anledning av budgetpropositionen för 2010 beslutat om ändrade skatter för att minska utsläppen och effektivisera användningen av energi.

Intäkterna från olika energi-, miljö- och fordonsrelaterade punktskatter beräknas 2010 till cirka 87 miljarder kronor, vilket motsvarar cirka en femtedel av de totala intäkterna från skatter på konsumtion och insatsvaror. Energiskatten på fossila bränslen och elkraft svarar för cirka 40 miljarder kronor av intäkterna, medan koldioxidskatten beräknas svara för cirka 26 miljarder kronor av intäkterna. Fordonsskatt som tas ut på innehav av motorfordon svarar för cirka 11,5 miljarder kronor och svavelskatten för till 20 miljoner kronor av intäkterna från de energi-, miljö- och fordonsrelaterade skatterna.

Avseende koldioxidskattens effektivitet som styrmedel konstateras²⁰ att den i sin nuvarande utformning och under de nuvarande teknologiska förutsättningarna har en bra, fast något osäker måluppfyllelse. Skatter når sällan sitt mål exakt, men eftersom beräkningar tyder på att den generella koldioxidskatten i Sverige har höjts till en nivå där den inte längre påverkar utsläppen kan den påstås ha nått sin maximala potential till utsläppsminskning. En för hög skattenivå styr då ”för mycket” och kan bara motiveras av statsfinansiella skäl.

En effekt av svavelskatten är att svavelinnehållet i eldningsolja har minskat. I en analys av svavelutsläppen från tillverkningsindustrin mellan åren 1976 och 1995 kom man fram till att svavel-

²⁰ Ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken. Rapport från Naturvårdsverket och Energimyndigheten, Stockholm 2006.

skatten har varit av stor vikt för att minska svavelutsläppen.²¹ I tillverkningsindustrin har svavelskatten haft effekt på utsläppen på tre olika sätt:

- tillverkningsindustrierna har effektiviserat energianvändningen
- raffinaderierna har fått ner svavelinnehållet i oljan
- det har skett en liten övergång från tunga till lätta eldningsoljor

Skattens effekt motverkas dock av att sodapannor inom skogsindustrin, diesel- och eldningsoljor som förbrukas vid yrkesmässig sjöfart och spårtrafik samt bränsle till flygplan är undantagna skatten.

För tillverkningsindustri och för produktion av energi finns dessutom en särskild fastighetskatt och en avgift på utsläpp av kväveoxider vid energiproduktion.

*NO_x-avgift (Miljöavgifter på utsläpp av kväveoxider vid energiproduktion)*²²

Den 1 januari 1992 infördes en avgift på utsläpp av kväveoxider vid energiproduktion i fasta förbränningsanläggningar. Syftet var dels att åstadkomma en snabbare minskning av kväveoxidutsläppen än vad som ansågs möjligt med enbart befintliga utsläppsriktlinjer och tillståndsprövning, dels ge incitament till kostnadseffektiv utsläppsreduktion utöver dessa riktlinjer. Motivet för att minska kväveoxidutsläppen var främst att motverka försurning. Till en början omfattade avgiften pannor och gasturbiner med en tillförd effekt av minst 10 MW och en nyttiggjord energi av minst 50 GWh per år. Avgiften har därefter kommit att omfatta allt mindre och allt fler pannor.

Avgift betalas för utsläpp av kväveoxider från pannor, stationära förbränningsmotorer och gasturbiner med en nyttiggjord energiproduktion av minst 25 gigawattimmar (GWh) per år. Ytterligare en förutsättning för avgiftsskyldighet är att den producerade energin används för byggnadsuppvärmning, elproduktion eller i industriella processer.

²¹ Hammar och Löfgren. 2001. "The determinants of Sulphur Emissions from Oil Consumption in Swedish Manufacturing Industri 1976–1995."

²² Ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken. Rapport från Naturvårdsverket och Energi-myndigheten. Stockholm, 2006.

Avgiften uppgår till 50 kronor per kilo utsläppta kväveoxider, räknade som kvävedioxid.²³ Avgiften återbetalas till de avgiftsskyldiga i proportion till varje produktionsenhets andel av den sammanlagda nyttiggjorda energiproduktionen. Totalt uppgick summan att fördela i återföring för år 2008 till 676 miljoner kronor.²⁴ Naturvårdsverket administrerar in- och utbetalningarna. Företag med små utsläpp av kväveoxider per nyttiggjord energimängd får tillbaka ett större belopp än de betalar in, medan företag med stora utsläpp per nyttiggjord energimängd förlorar på systemet.

Utvärderingar har visat att NO_x-avgiftssystemet är ett kostnads-effektivt komplement till utsläppsvillkor. Avgiftssystemet har lett till en snabbare och billigare utsläppsminskning än vad som skulle ha kunnat uppnås genom de mer statiska utsläppsvillkoren. Utsläppsnivåerna vid de flesta avgiftspliktiga anläggningarna ligger med god marginal under de nivåer som framgår av existerande villkor. Vid cirka en tredjedel av de avgiftspliktiga anläggningarna regleras inte utsläppen av kväveoxider av villkor. För dessa produktionsenheter är det endast NO_x-avgiften som har varit styrande mot minskade kväveoxidutsläpp. Avgiften har också en styreffekt i samband med investeringar i nya produktionsenheter och ombyggnad av befintliga anläggningar. Den har dessutom haft betydelse för att driva fram billigare och bättre teknik för utsläppsreducering och kontinuerlig mätning av utsläppen.

Kväveoxidavgiftens konstruktion, som innebär att de inbetalade avgiftsmedlen tillgodoförs de avgiftspliktiga i proportion till deras energiproduktion, har också föranlett kritik. Kritiken gäller det faktum att de verksamheter som av olika anledningar inte kan uppnå låga utsläppsnivåer är nettobetalare i systemet och att dessa pengar överförs till de verksamheter som har låga utsläppsnivåer. Det är endast en liten del av källorna till de svenska NO_x-utsläppen som är föremål för avgiften.

²³ Avgiften höjdes från 40 till 50 kronor per kg kväveoxid den 1 januari 2008.

²⁴ Miljöavgift på utsläpp av kväveoxider vid energiproduktion år 2008 – resultat och statistik. PM från Naturvårdsverket. Dnr 713-5011-09 Rs.

Fastighetsskatt för vattenkraft och vindkraft

Fastighetsskatten är en i grunden fiskal skatt, och tas ut dels för fastigheter i bostads- och servicesektorn, dels i industrin. Skattesatsen för industrifastigheter är normalt 0,5 procent. Från och med år 2006 höjdes fastighetsskatten för vattenkraftverk 0,5 procent till 1,2 procent. Därutöver höjdes fastighetsskatten på vattenkraftverk tillfälligt med ytterligare 0,5 procentenheter, från 1,2 till 1,7 procent. Den tillfälliga höjningen ska gälla under taxeringsåren 2007–2011 och finansiera investeringsstöden för konvertering från direktverkande el och oljeuppvärmning.

Den totala intäkten är för staten av den extra skatten på fastigheter för vattenkraft uppgick till cirka 2 900 miljoner kronor år 2008, och skattesatsen är nu 2,2 procent vilket ska jämföras med de 0,5 procent som alla har. Skatten beräknas på fastighetens taxeringsvärde. Taxeringsvärdet bestäms så att det i princip ska motsvara 75 procent av fastighetens marknadsvärde. Elproduktionsenhet är en gemensam beteckning för taxeringsenheter som består av vattenkraftverk och ej utbyggda vattenfall, andels- och ersättningskraft eller värme- och vindkraftverk.

Som skäl angav regeringen att vattenkraftel är billig att producera. Eftersom den storskaliga vattenkraften byggdes ut under perioden 1945 till 1980 är de i stor utsträckning avskrivna och har låga produktionskostnader. Höjningen av fastighetsskatten innebär att man beskattar den knapphetsränta eller lägesränta som uppkommer från ekonomiskt värdefulla naturresurser som finns i begränsad mängd. Regeringen angav också att handeln med utsläppsrätter som infördes i början av 2005 har bidragit till höjda elpriser och därmed ökat företagens vinster.

Några utvärderingar av fastighetsskattens miljöstyrning har inte påträffats. Myndigheterna bedömer dock att även om fastighetsskatten inte är direkt avsedd att vara miljöstyrande är den ändå tydligt kopplad till andra miljöstyrmedel.²⁵ Den har dessutom sannolikt en indirekt effekt på energiproduktionen och därmed på dess miljöpåverkan. Fastighetsskatten har i huvudsak ett fiskalt syfte, men i den mån skatten inte beskattar olika industrigrenar på ett likformigt sätt får den styrande effekter. När fastighetsskatten differentieras finns anledning att studera dessa effekter närmare. I princip förefaller dock fastighetsskatten vara ett oprecist styrmedel

²⁵ Ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken. Rapport från Naturvårdsverket och Energimyndigheten, Stockholm 2006.

för att nå miljömål så länge det är oklart vilken koppling som finns mellan skattenivån och eventuell miljöskada/ miljönytta.

Miljödifferenterade farledsavgifter²⁶

Årsskiftet 2004/2005 ändrades farledsavgifterna. Bakom förändringarna låg en utredning med ett påföljande beslut där Sjöfartsverket fick i uppdrag att utveckla systemet för farledsavgifter. Syftet med omläggningen var att bättre spegla trafikens samhälls-ekonomiska marginalkostnader och samtidigt öka de ekonomiska incitamenten för att genomföra miljöförbättrande åtgärder i fartygen. Denna inriktning har förstärkts ytterligare med den skärpning av miljödifferenteringen i systemet som genomfördes den 1 april 2008.

Farledsavgiften är tvådelad där den ena delen tas ut på fartygets bruttodräktighet och den andra på lastat och lossat gods. För inrikes trafik tas den godsbaseade avgiften ut endast för lastat gods. Antalet anlöp som avgiftsbeläggs är för den bruttobaserade delen av farledsavgiften maximalt fem respektive två per kalendermånad för passagerarfartyg respektive övriga fartyg. Den godsbaseade avgiften tas ut med 3,05 kr per ton gods och med 0,80 kronor för så kallat lågvärdigt gods. Den del av farledsavgiften som tas ut på fartygets bruttodräktighet tas ut med 1,80 kronor för varje enhet av fartygets bruttodräktighet för passagerarfartyg och med 2,05 kronor för övriga fartyg. Kryssningsfartyg erlägger farledsavgift med 0,80 kronor per enhet av fartygets bruttodräktighet, betalar bara för ett anlöp i svensk hamn under samma kryssning.

Omslutningen uppgick år 2008 till cirka 1 miljard kronor och används till att täcka Sjöfartsverkets kostnader.

Det ekonomiska incitamentet för att minska utsläppen av svavel och kväveoxider, dvs. Sjöfartsverkets rabatter, har ökats i det förändrade systemet. För fartyg som enbart använder bunkerolja med en svavelhalt som inte överstiger 0,5 viktprocent ges rabatt med 0,50 kronor på svavelavgiften, som i normalfallet uppgår till 0,70 kronor. Fartyg med svavelhalt som underskrider 0,2 viktsprocent är befriade från svavelavgift. Fartyg som installerat utrustning för reduktion av utsläppen av kväveoxid erhåller en rabatt på den bruttodräktighetsbaserade farledsavgiften.

²⁶ www.sjofartsverket.se/templates/SFVXPage__922.aspx

Enligt Sjöfartsverket har ännu inte någon skriftlig utvärdering skett av de nya farledsavgifterna med avseende på miljöeffekt. Det saknas i dag dokumenterade uppgifter om i hur hög grad avgifterna styr mot lägre NO_x- och SO_x-utsläpp.

Sammantaget finns behov av att dels utvärdera farledsavgifterna som styrmedel, dels utreda möjligheterna till att på sikt nå nya, troligtvis internationella, styrmedel för att komma till rätta med de höga emissionerna inom sjöfarten.²⁷ Även tillgången till emissionsdata och hur tillsynen fungerar kan vara lämpligt att utvärdera. Styrmedlet är för svagt för att innebära en internalisering av de externa effekterna. Det finns oklarheter i hur man ska räkna internaliseringsgraden för sjöfarten. Enligt gängse modell beaktar man endast de externa effekter som uppkommer inom svenskt territorium (och territorialvatten) medan huvuddelen av effekterna uppkommer utanför detta. Internaliseringsgraden kommer därmed att anges som mycket högre än vad den i verkligheten är.

*Miljödifferenterade hamnavgifter*²⁸

Miljökrav på fartyg regleras av internationella bestämmelser skilda från hamnverksamhetens. Hamnföretagen kan inte ålägga rederierna att använda lågsvavligt bränsle, installera kväveoxidreducerande utrustning eller elansluta sig från land. De kan påverka och föra dialog, men inte själva ställa tekniska krav på fartygen. Vissa ekonomiska incitament finns dock för att påverka och uppmuntra till miljöförbättringar. Dessa består av lägre hamnavgifter för fartyg som drivs med lågsvavligt bränsle, installerat kväveoxidreducerande utrustning samt för dubbelbottnade tankfartyg, avfallssortering och minimerade avfallsmängder är exemplen på sådan uppmuntran. Dessutom arbetar hamnarna med att skapa ett system för att även kunna uppmuntra till minskade koldioxidutsläpp.

All fartygstrafik betalar en hamnavgift varje gång fartyget går in i hamn. Fartyg i färjetrafik, t.ex. Finlandstrafiken, tecknar ofta avtal direkt med hamnen istället för att betala avgift. Avgiften tillfaller hamnen och hamnavgifterna är olika beroende på vilken hamn eller kommun det handlar om. Hamnavgiften sätts på marknaden, och

²⁷ Ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken. Rapport från Naturvårdsverket och Energimyndigheten, Stockholm 2006.

²⁸ www.transportgruppen.se/templates/MultiMaster.aspx?id=31053

alla hamnar har inte infört miljödifferentiering av hamnavgiften. Omslutningen är okänd.

Avgift för mottagning av fartygsgenererat avfall²⁹

Syftet med avgiften är att minska fartygs förorenande utsläpp i vatten genom obligatorisk avfallslämning till mottagningsanläggningar i hamn. Avgiften differentieras inte, utan alla fartyg är skyldiga att bidra till kostnaderna för en hamns avfallshantering.

Lagstiftarens bakomliggande tanke är att skapa ett system som ska förhindrar att fartygen dumpar sitt avfall i sjön. Regelverket innehåller några fundamentala grundpelare:

- Fartyg får inte dumpa skadligt avfall till sjöss
- Fartyg är skyldiga att i hamnar lämna det avfall man inte får dumpa till sjöss
- Hamnar är skyldiga att ta emot det avfall som fartygen har behov av att lämna
- Hamnens avgiftssystem ska vara i generell form.

En bärande tanke i regelverket är att avgift för avfallsmottagning aldrig får tas ut av ett enskilt fartyg i direkt form, den s.k. ”no-special fee” principen. Några smärre undantag finns för merkostnader som fartyget orsakar. Det innebär att fartyget aldrig får debiteras avgift baserat på hur stor mängd avfall, m³ eller kilo, fartyget lämnar. Däremot är det tillåtet att ett fartyg debiteras en generellt avfallsavgift, som även debiteras alla fartyg som anlöper hamnen, oavsett om och i vilken mängd fartyget lämnar avfall.

Sveriges Hamnars rekommendation är att medlemmarna använder sig av alla de möjligheter som finns, inom gällande lagstiftning, till att i generell och så långt som praktiskt möjligt differentierat form ta ut avfallsmottagningsavgift av fartygen. Avgiftens storlek ska framgå av hamntaxan. Skälet för differentiering är framförallt till att uppmuntra fartyg till avfallsminimerande och miljömässigt positiva åtgärder som vattenseparering av länsvatten ombord och användande av renare bränslen. Dessa fartyg ska inte behöva subventionera de fartyg som inte arbetar på det sättet. En stark

²⁹ www.transportgruppen.se/templates/MultiMaster.aspx?id=31053

rekommendation är att avgift för det oljehaltiga avfallet differentieras med avseende på vattenhalt. Omslutningen är okänd.

2. Produktskatter

Naturgrusskatt

Syftet med skatten är att öka hushållningen av naturgrus men också att öka konkurrenskraften för alternativa material för att därigenom minska uttagen av naturgrus. Skatt betalas till staten för brutet naturgrus om utvinningen av detta sker för annat ändamål än markinnehavarens husbehov och sker med stöd av tillstånd som har lämnats enligt miljöbalken (kap. 11) eller vattenlagen (1983:291) eller kräver tillstånd enligt miljöbalken (kap. 12). Totala intäkter för staten år 2008 uppgick till 260 miljoner kronor.

Enligt Naturvårdsverket ska den tidigare existerande trenden ha inneburit en genomsnittlig minskning på andelen använt naturgrus på 2 procentenheter per år medan skatten (5 kronor/ton) sägs ha haft en dämpande effekt på 11 procent per år. Enligt samma utredning motsvarar detta cirka 5,6 miljoner ton naturgrus år 1997 och cirka 6,6 miljoner ton naturgrus år 1998. Statens Geologiska Undersökning säger i ett remissyttrande till Naturvårdsverket att man inte, med Naturvårdsverkets rapport som grund, anser att naturgrusskatten på något effektivt sätt inneburit en styrning mot ökad hushållning med naturgrus. Finansdepartementet menar att övergången från naturgrus också påverkats av en förändrad efterfrågan, där framför allt vägbyggnadsarbeten ställer kvalitetskrav som innefattar krav på krossytegrad.

Skatt på kväve i handelsgödsel

När skatten på kväve i handelsgödsel infördes var huvudmålet att minska spridningen av kväve på åkermark, vilket i sin tur skulle leda till positiva miljöeffekter. Det var inte tänkt att skattesatsen skulle motsvara den samhällsekonomiska kostnaden i form av miljöskador som uppstår vid användning av kemiskt framställt gödselmedel.

Skatten på kväve i handelsgödsel avskaffas den 1 januari 2010 som en kompensation för kommande skattehöjning på diesel till

jordbruket.³⁰ Skatten på diesel till jordbruket fasis in i tre steg från 2011. Skatten på kväve uppgick till 1,80 kronor för varje helt kilogram kväve i gödselmedlet, om andelen kväve i medlet uppgick till minst 2 procent.

Intäkterna för skatterna på både kväve och kadmium uppgick år 2008 till 386,5 miljoner kronor.³¹ Hur stor del av de influtna medlen som ska återföras beslutas i respektive budgetproposition och pengar återförs delvis till jordbruket, indirekt genom forskning, försöks- och utvecklingsverksamhet och rådgivning och till Landsbygdsprogrammet. På så sätt kan skatten också sägas ha haft ett finansiellt syfte, och borttagandet kan också få konsekvenser på de olika miljöåtgärder som återföringen av handelsgödselskatten har finansierat.

Skatten hade enligt SOU 2003:9 (HOBS-utredningen) en viss direkt styreffekt, men till stor del anses minskningen av utsläpp ha åstadkommit genom att skattemedlen öronmärktes och användes för att delfinansiera informationsinsatser och rådgivning. Skatten på kväve hade begränsad effekt på försäljningen av handelsgödsel: kväveskatten beräknas ha reducerat utlakningen med mellan 1 300 och 1 800 ton kväve per år de år den fanns.

Skatt på kadmium i handelsgödsel

När skatt på kadmium i handelsgödsel infördes var huvudmålet att minska spridningen av kadmium på åkermark, vilket i sin tur skulle leda till positiva miljöeffekter. Det var inte tänkt att skattesatsen skulle motsvara den samhällsekonomiska kostnaden i form av miljöskador som uppstår vid användning av fosforgödsel eller brytning av fosfat.

Som en konsekvens av att skatten på kväve i handelsgödsel tas bort, tas också skatten på kadmium i handelsgödsel bort från 1 januari 2010. Skatten på kadmium har bidragit till att tillförseln av kadmium från handelsgödsel till åkermark i dag är låg (HOBS-utredningen).

³⁰ Prop. 2009/10:41 (bet. 2009/10:SkU1y).

³¹ Finansdepartementet, Skatte- och tullavdelningen, 2009.

Skatt på bekämpningsmedel

Syftet med skatten är att uppnå en minskad användning av bekämpningsmedel och därmed en reduktion av riskerna från hälso- och miljösynpunkt. Skatten ska finansiera viss verksamhet, t.ex. rådgivning, forskning och utveckling om hur en minskad användning av bekämpningsmedel skulle kunna åstadkommas. Skatteintäkterna från bekämpningsmedelsskatten var år 2008 89,1 miljoner kronor.³²

Både lagar och handlingsprogram har enligt HOBS-utredningen samverkat med skatten på bekämpningsmedel. Skatten har haft en viss dämpande effekt på försäljningen, men de indirekta effekterna har varit större. Sammantaget bedöms att skatten ha "... haft en indirekt effekt genom att åtgärder som lett till minskad användning av bekämpningsmedel har kunnat finansieras med statliga medel".

Utredningen konstaterar vidare att den modell som tillsammans med andra styrmedel och övriga åtgärder är bäst lämpad för att åstadkomma en påtaglig minskning av riskerna med användningen av bekämpningsmedel är den där uttaget av miljöpålagan differentieras efter medlets farlighet för miljö och hälsa. Utredningen ansåg att förberedelser bör göras för en övergång till ett riskdifferentierat uttag av skatten. Som ett led i detta bör Kemikalieinspektionen utveckla ett system för klassificering efter bekämpningsmedlens farlighet.

I HOBS-utredningen gjordes bedömningen att den modell som tillsammans med andra styrmedel och övriga åtgärder är bäst lämpad för att åstadkomma en påtaglig minskning av riskerna med användningen av bekämpningsmedel är den där uttaget av miljöpålagan differentieras efter medlets farlighet för miljö och hälsa. Utredningen ansåg att förberedelser borde göras för en övergång till ett riskdifferentierat uttag av skatten.

³² Finansdepartementet, Skatte- och tullavdelningen, 2009.

3. Bidrag/subventioner

Landsbygdsprogrammet – ersättningar riktade till jordbruket

Sedan 1996 ges genom EU:s landsbygdsförordning³³ miljöersättningar för att minska bland annat växtnäringens förluster, det vill säga förhindra utlakning av kväve och fosfor från jordbruksmark. Nuvarande *Landsbygdsprogram för Sverige år 2007–2013*³⁴ innehåller ersättningar för anläggande av skyddszoner, fånggrödor och vårbearbetning samt stöd för anläggning av våtmarker. Dessutom ges stöd till miljöinvesteringar. Från och med den 1 januari 2010 ska landsbygdsprogrammen också omfatta en lista över de åtgärder som motsvarar de nya prioriteringarna samt en tabell som anger den totala gemenskapsfinansieringen av dessa åtgärder.³⁵

De åtgärder som syftar till att minska förlusterna av växtnäring från jordbruket framgår av tabellen nedan.³⁶ För att få miljöersättning måste jordbrukaren gå in i ett åtagande som innebär att han eller hon under fem års tid åtar sig att följa de regler som är kopplade till ersättningen.

³³ Aktuell förordning: Rådets förordning (EG) nr 1698/2005 av den 20 september 2005 om stöd för landsbygdsutveckling från Europeiska jordbruksfonden för landsbygdsutveckling (EJFLU).

³⁴ Landsbygdsprogrammet för Sverige 2007–2013, Jo 08.007, Jordbruksdepartementet, 2008.

³⁵ Förslag till ändring av Sveriges landsbygdsprogram för perioden 2007–2013, Programändring 6, PM 2009-07-02, Jordbruksdepartementet, Dnr Jo 2007/3215 m.fl.

³⁶ Miljöersättningar 2007, Jordbruksdepartementet, 2007.

Tabell 5.1 Ersättning för åtgärder mot kväve- och fosforläckage³⁷

Åtgärd	Ersättning, kronor per hektar (utökad ersättningsnivå 2010 inom parentes)	Utfall t.o.m. år 2008, mnkr	Ungefärlig budgetomfattning för perioden 2007–2013, ca mnkr
Fånggröda	800 (900)	58,6	602
Vårbearbetning	300 (500)	3,4	33
Fånggröda och vårbearbetning på samma mark	1 300 (1 500)	67,7	621
Skyddszoner	1 000 (3 000)	13,8	143
Våtmark på åkermark (2)	3 000 (4 000)	11,0	88
Våtmark på betesmark och övrig mark (2)	1 500	7,4	58
Extra ersättning vid höga markvärden (3) (stödområde 9 i Skåne, Blekinge och Hallands län)	1 000	0,1	1,8
Miljöskyddsåtgärder (1)	0–5 ha 250 kr 50–300 ha 100 kr	31,7	430
Anpassade skyddszoner (Ny insats från 2010)	4 000		40
Summa, ungefärlig uppskattning (4)		193,7	2 016,8

(1) Ersättningen höjs 2010.

(2) Fördelningen åkermark och betesmark/övrig mark är beräknad efter en bedömd fördelning 60/40.

(3) Beräknat värde baserat på att cirka 50 procent av åkermarken får extraersättningen.

(4) Budgetomslutningen beräknad med hänsyn till de höjda ersättningarna 2010.

För fånggrödor och vårbearbetning samt för skyddszoner har dessutom områdena där ersättning kan beviljats utökats.

Ersättning utgår också för miljöinvesteringar, som finns inom ersättningsformen Utvald miljö. Inom denna ersättningsform väljer respektive länsstyrelse vilka projekt eller åtgärder som ger rätt till

³⁷ För beräkningar står Hans Rolandsson, Jordbruksdepartementet.

Även åtgärden extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet syftar delvis till att minska kväveläckaget, men redovisas inte i tabellen.

ersättning i länet. För miljöinvesteringarna grundas ersättningen på de stödberättigade kostnaderna som uppkommer i projektet.

Tabell 5.2 Ersättning för miljöinvesteringar för bättre vattenmiljö

Åtgärd	Utfall t.o.m. år 2008, mnkr	Budgeterat för perioden 2007–2013, mnkr
Anläggning och restaurering av våtmarker	42	400
Dammar som samlar fosfor	Ny insats 2010	50
Reglerbar dränering	Ny insats 2010	20

Landsbygdsprogrammet utvärderas löpande, dels i halvtid, dvs. när halva programperioden förflutet, dels i efterhand. Utvärderingen av Miljö- och landsbygdsprogram för Sverige 2000-2006 gjordes av SLU och sammanställdes i rapporten *Utvärdering av Miljö- och landsbygdsprogram för Sverige 2007–2013 – Vad fick vi för pengarna?*³⁸

Av utvärderingen framgår att för miljöersättning till fånggröda och vårbearbetning uppfylldes det operativa målet (förväntat antal som man trodde skulle ansluta sig) till 358 procent, vilket antyder viss överkompensation. Åtgärden har gett gott resultat i jämförelse med flera av de andra stöden med samma syfte även om effekten per arealenhet inte blev den kalkylerade. En förklaring till detta kan vara att målsättningen byggde på antagandet om att åtgärderna skulle lokaliseras till de områden där det fanns störst förutsättningar för positiva effekter. Så blev dock inte fallet och effekten på växtnärläckaget blev därför lägre än den förväntade. Beroende på den stora anslutningen blev dock den totala belastningsminskningen större än förutspått.

Miljöersättningen för anläggande av skyddszoner uppnådde det operativa målet till 112 procent. Totalt sett utgjorde dock arealen skyddszoner mindre än en procent av den svenska åkerarealen. Den potentiella arealen är betydligt större, och år 2005 var endast tolv procent av den areal där fosforförluster skulle kunna reduceras påverkade av skyddszonernas effekter. Vissa skyddszoner har legat på ställen där de inte gjort någon nytta alls. När det gäller våtmarker har det varit svårt att särskilja effekterna av de projektstöd som kunde fås från ersättningen för själva skötseln av våtmarken.

³⁸ Kan laddas ner via Jordbruksdepartementets hemsida.

Det förefaller som att anläggandet av våtmarker till stor del har gjorts för att fånga kväve, men samma våtmarker har samtidigt förväntats bidra till den biologiska mångfalden. Sammantaget beräknas dock kvävetransporten till havet ha minskat tack vare de anlagda våtmarkerna.

Den totala användningen av växtskyddsmedel (exklusive glyfosat) minskade under åren 1998–2006 samtidigt som användningen av glyfosat ökade. Ökningen kan delvis hänföras till en ökning i andelen höstsådda grödor samt en minskad jordbearbetning, vilket kan kopplas till ersättningarna för fånggrödor och skyddszoner. De regler som funnits för vinterbevuxen mark har ökat behovet av kemisk bekämpning, och miljöersättningen har således bidragit till att användningen av växtskyddsmedel har ökat. Minskningen i användningen av växtskyddsmedel som en konsekvens av att arealen ekologisk odling har ökat uppgår endast till storleksordningen tre procent. Den ringa effekten beror främst på den stora andelen vall som de gårdar har som ställer om till ekologisk produktion. För en större effekt skulle en större andel av den ekologiskt anslutna arealen behövt ingå i växtföljder i slättbygderna. Växtskyddsmedel har inte varit tillåtet på skyddszonsarealerna, vilket har haft en minskande effekt på den totala användningen av växtskyddsmedel om än marginellt.

Avslutningsvis konstateras i utvärderingen att de ersättningar som var tydligt problemfokuserade hade en direkt inverkan på växtnäringssläckaget. Träffsäkerheten skulle dock ha kunnat vara större genom en bättre anpassning till var i landskapet ersättningen kunde utgå. Ersättningen till våtmarker är exempel på en arealmässigt liten ersättning som ändå haft relativt stor effekt. Retentionen av kväve var totalt 20 procent större från våtmarkerna än från den ekologiska produktionen, trots att ersättningen till ekologisk odling beloppsmässigt var mer än tio gånger större.

Landsbygdsprogrammet – ersättningar riktade till skogsbruket

Inom landsbygdsprogrammets stöd för kompetensutveckling kan medel sökas för utbildning och information där skogliga vattenmiljöer och åtgärder i anslutning till sådana ingår. Inom stödet Skogens Mångfald kan medel sökas för återställande av mindre vattendrag efter flottning, samt för att täppa igen diken. Åtgärden

har nyligen introducerats, och storleksordningen kan ännu inte uppskattas.

Operativt program för fiskerinäringen i Sverige 2007–2013

Inom fiskeripolitiken ges på samma sätt som inom jordbrukspolitiken visst finansiellt stöd.³⁹ Varje medlemsstat tar fram ett operativt program för utvecklingen inom fiskerinäringen.⁴⁰ I det svenska operativa programmet finns inom prioriterat område 3, genom åtgärden ”Skydd och utveckling av den akvatiska faunan och florin (artikel 38)” möjlighet till bidrag till fiskevårdande projekt.

Åtgärden ger bland annat möjlighet till stöd för att underlätta passagen förbi vandringshinder, att lösa in fallrätter och att kunna köpa rättigheten att ta vatten ur kraftverksproduktion, olika installationer i form av vägtrummor eller andra konstruktioner, stöd för utsättningar (endast stödberättigande om det uttryckligen är avsett som en bevarandeåtgärd i en gemenskapsrättsakt) och stöd för anläggande av konstgjorda rev.

Stöd kan sökas av offentliga organ, branschorganisationer eller andra organ som beslutsmyndigheten finner lämpliga. Av tabellen nedan framgår hur stödet nyttjas och dess totala budget för perioden. Det är en totalbudget för åtgärdsområdet och den är inte uppdelad på de olika möjligheter till stöd. Intresset för programmet från näringen har varit stort och stöd till de olika projekten styrs av de prioriteringar övervakningskommittén fastställt.

Tabell 5.3 Ersättning inom Skydd och utveckling av den akvatiska faunan, miljoner kronor

Åtgärd	Beviljat t.o.m. år 2008, mnkr	Budgeterat för perioden 2007–2013, mnkr
Skydd och utveckling av den akvatiska faunan	22	86

³⁹ Enligt rådets förordning (EG) 1198/2006 av den 27 juli 2006 om Europeiska fiskerifonden samt kommissionens förordning (EG) nr 498/2007 om tillämpningsföreskrifter för rådets förordning (EG) nr 1198/2006 om Europeiska fiskerifonden.

⁴⁰ Nu gällande program är Operativt program för fiskerinäringen i Sverige 2007–2013, Fiskeriverket.

Vid årsskiftet 2009/2010 fanns inneliggande ej beviljade ansökningar motsvarande nära 64 miljoner kronor inom skydd av akvatiska faunan och floran. Ansökningarna är många gånger stora och rekvireringen av medel infaller oftast då projekten kommit igång. Hittills har endast knappt 2 miljoner kronor rekvirerats för de beviljade ansökningarna.

Inom åtgärden skydd av akvatiska faunan och floran finns ett stort intresse.⁴¹ I halvtidsutvärderingen 2010 kommer programmet att utvärderas i sin helhet.

NOKÅS

NOKÅS (Natur- och kulturvårdsåtgärder i skogen) är ett ekonomiskt stöd som markägare kan ansöka om från Skogsstyrelsen. Bidrag kan lämnas till åtgärder som gynnar växter och djur samt äldre kulturmiljöer, men också till landskapsbild och friluftsliv. För 2010 är totalsumman 15 miljoner kronor. De senaste åren har cirka 80 procent av stödet gått till att naturvårdsåtgärder. Exempel på åtgärder som utförs är frihuggning av gamla lövträd, skapande av skogsbryn och naturvårdsbränning. Stödet kan även sökas för att förbättra vattendragspassager i skogsbilvägnätet, till exempel genom att åtgärda en vägtrumma som utgör vandringshinder. Skogsstyrelsen håller för närvarande på att göra en sammanställning av hur mycket NOKÅS-medel som betalades ut just i syfte att åtgärda vandringshinder under 2009.

Statsbidrag till kalkning

I många sjöar och vattendrag har försurningen lett till att känsliga växter och djur minskat i antal eller försvunnit helt. För att återställa den biologiska mångfalden och skapa möjligheter till fiske sprids årligen cirka 200 000 ton kalk i våra sjöar och vattendrag. Verksamheten finansieras huvudsakligen med statliga medel, som fördelas av Naturvårdsverket. Medlen uppgick till 218 miljoner kronor för 2008 och för 2009 avsattes 208 miljoner kronor.⁴²

Statsbidrag lämnas i mån av tillgång på medel till kalkning och till biologisk återställning i kalkade vatten. Med kalkning menas

⁴¹ Christina Hallberg, Fiskeriverket.

⁴² Naturvårdsverkets regleringsbrev för 2009.

sådan spridning av kalk eller annat ämne som kan motverka försurning av sjöar och vattendrag. Med biologisk återställning i kalkade vatten avses sådan åtgärd som gör det möjligt för växt eller djurarter som har försvunnit på grund av försurningen att återkomma.

Bidrag lämnas huvudsakligen till kommuner och fiskevårdsområdesföreningar och får uppgå till högst 85 procent av de kostnader som prövningsmyndigheten godkänner, om det inte finns särskilda skäl för en högre bidragsdel. Men enligt Naturvårdsverket kan en högre bidragsdel utgå om det rör sig om nationellt värdefulla vatten eller om kommuner eller län inte har de ekonomiska förutsättningar som krävs för att genomföra kalkningen. Kalkspridningen ökade fram till 2000-talet men är nu i princip oförändrad och ligger runt 200 000 ton per år för Sverige totalt.

En analys av Naturvårdsverket av cirka 70 svenska sjöar visade att pH-värdet sakta ökade under 1990-talet och en nordisk studie av cirka 350 sjöar visade att återhämtningen började på 1980-talet och accelererade på 1990-talet. Enligt modellberäkningar kommer återhämtningen att fortsätta till år 2010 och därefter avta under kommande decennier.⁴³ Det går i dag inte att förutsäga när kalkningen kan upphöra i de värst drabbade områdena i sydvästra Sverige.

Statligt anslag till efterbehandling av förorenade områden

Utvecklingen av Sverige som industriland har efterlämnat ett stort antal områden som innehåller föroreningar. Många av områdena är så förorenade att de riskerar att skada miljön och människors hälsa. Det är framför allt tidigare industrier som har lämnat giftiga ämnen kvar i mark eller vatten. På flera håll i landet är i dag de förorenade områdena ett större miljöhot än de pågående miljöfarliga verksamheterna. I arbetet för en giftfri miljö är det viktigt att hitta dessa områden. Arbetet är uppdelat mellan olika myndighetsnivåer. Naturvårdsverket är den centrala myndighet som samordnar arbetet med efterbehandling av förorenade områden i Sverige.

Ett förorenat område kan följa ett av två skilda spår på sin väg mot efterbehandling. Om ingen ansvarig för området finns kan efterbehandling ske med statlig finansiering. När en ansvarig finns

⁴³ Ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken. Rapport från Naturvårdsverket och Energimyndigheten, Stockholm 2006.

är det denna som genomför efterbehandlingen. Enligt miljöbalken är det i första hand verksamhetsutövaren som är skyldig att göra undersökningar och bekosta efterbehandlingsåtgärder. I andra hand kan ansvaret finnas hos fastighetsägaren. När det saknas någon som är ansvarig enligt lagen, finns en möjlighet att staten kan gå in och betala för efterbehandlingen av det förorenade området. Ibland kan det vara flera ansvariga som arbetar tillsammans. I vissa fall genomförs åtgärder med en delad finansiering mellan en ansvarig verksamhetsutövare eller fastighetsägare, staten och kommunen.

Storleken på det statliga bidraget har varierat sedan det infördes 1999. De första åren låg det under 100 miljoner kronor. De senaste åren har det statliga bidraget legat runt 500 miljoner kronor per år. 2008 uppgick sakanslaget, efter en indragning av medel, till 397 miljoner kronor. Ungefär 250 miljoner fördelades under året och 155 miljoner kronor flyttades över till år 2009 och är tillgängliga för efterbehandlingsinsatser framöver.

Bidrag till omhändertagande av avfall från fartyg

Syftet med bidraget är att underlätta för hamninnehavare att uppfylla kravet på att ta emot avfall även när mycket stora mängder kommer in till hamn vid ett och samma tillfälle. Enligt avfallsförordningen framgår att från mottagningsanordning för avfall från fartyg i hamn ska genom kommunens försorg transporteras bort oljeavfall, toalettavfall, fast avfall och rester av andra skadliga ämnen som det är förbjudet att släppa ut enligt lagen om åtgärder mot förorening från fartyg. Detta gäller inte oljehaltigt barlast- eller tankspolvatten.

Bidrag lämnas till innehavaren av hamn för omhändertagande av oljeavfall och andra rester av skadliga ämnen som ska tas emot och forslas bort enligt 22 § avfallsförordningen (2001:1063). Bidrag får lämnas till hamninnehavaren för den del av kostnaden för omhändertagandet av avfallet som överstiger ett belopp som motsvarar 3 procent av hamnens intäkter av fartygs- och varuhamnavgifter eller därmed jämförbara avgifter eller av motsvarande intäkter. För att bidrag ska lämnas måste dock avfall ha omhändertagits i större omfattning än det funnits anledning att räkna med hänsyn till inriktning av verksamheten i hamnen och godsomsättning i denna. Bidraget har endast betalats ut vid ett fåtal tillfällen. Det är mycket ovanligt att det kommer så stora mängder avfall att man inte kan

hantera det utan ekonomiskt bidrag. Några utvärderingar av styrmedlet har inte kunnat hittas.

Statliga medel för fiskevårdsåtgärder

Fiskevård är den samlade benämningen på åtgärder som syftar till ett uthålligt nyttjande av fiskbestånden. För år 2008 avsattes närmare 27 miljoner kronor från statsbudgeten. Anslaget har varit på oförändrad nivå sedan 1998. Medlen söks genom Länsstyrelsen. Åtgärder som är stödberättigade är dels sådana som främjar fiskevården, främst i vatten där fisket är fritt för allmänheten, och dels åtgärder som syftar till att bevara hotade stammar och arter för att därmed främja den biologiska mångfalden.

Exempel på bidragsberättigade åtgärder:

- Biotopvård
- Byggande av fiskvägar
- Utsättningar
- Ny- och ombildning av fiskevårdsområden
- Fisketillsyn i allmänt vatten och vatten som är av riksintresse.

Bidrag utgör normalt 50 procent av godkända kostnader. Om det finns särskilda skäl kan bidrag lämnas med en högre andel. Det finns också statliga bidrag till biologisk återställning i kalkade vatten som hanteras av Länsstyrelsen.

Fiskeriverket redovisar⁴⁴ hur det under utgiftsområde 23 uppförda anslaget 43:11 *Fiskevård* anvisade medlen handlagts och disponerats samt effekter av gjorda insatser. Resultatet visar att det är svårt att visa på några kvantitativa effekter på bestånden av fisk eller kräfta av de åtgärder som genomförts av fiskevårdsanslaget. Uppföljningen brister. Länsstyrelsernas erfarenhetsmässiga bedömningar är dock att huvuddelen av insatserna har haft goda effekter. Man bedömer också att fiskevårdsanslaget har bidragit till att stimulera det intresse som finns för att fortsätta med fiskevårdsinsatser. Rapporten baseras på bedömningar utifrån erfarenhet och kunskap i det egna länet och inte på vetenskapligt underbyggd värdering. Det ges också ett antal förslag om förändringar i handläggningen av fiskevårdsanslaget. Bland annat pekar man på att effektuppföljningen behöver förbättras.

⁴⁴ Redovisning av handläggning, disponering samt effekter av gjorda insatser finansierade genom anslaget 43:11 Fiskevård för perioden 1997–2003. Fiskeriverket, 2004.

Havsmiljöanslaget – bl.a. planeringsunderlag för projektering av våtmarker och LOVA-bidrag

Naturvårdsverket fördelar medel till åtgärder som syftar till att förbättra, skydda och bevara Östersjön och Västerhavet. Under treårsperioden 2009–2011 omfattar anslaget för havsmiljön totalt 965 miljoner kronor. För 2009 har regeringen bestämt att en stor del av pengarna ska användas till aktiviteter som bidrar till att uppfylla Sveriges åtaganden inom nationella och internationella överenskommelser, exempelvis BSAP.

Under 2009 får exempelvis Länsstyrelserna i de regioner som påverkar havet mest sammanlagt 35 miljoner kronor för arbetet med att ta fram planeringsunderlag för *projektering av våtmarker som närsaltfällor* samt andra kostnadseffektiva åtgärder mot övergödningen av haven. Anslaget förväntas bidra till att uppnå målet om 12 000 hektar våtmarker år 2010.

Från och med 1 augusti 2009 är det möjligt för kommuner och ideella organisationer att söka bidrag från Naturvårdsverket för lokala vattenvårdsprojekt *LOVA-bidrag* som bidrar till att minska kväve och fosforbelastningen på Östersjön och Västerhavet. Bidragen ska gå till planer för och genomförande av kostnadseffektiva åtgärder för att minska övergödningen i havet. Exempel kan vara att etablera eller restaurera våtmarker där EU-stöd inte kan fås. LOVA-bidraget kan även bli aktuellt för att upprätta musselodlingar. Det kan också användas till installation i kustområden av anläggningar för mottagande av toalettavfall från fritidsbåtar, installation av anläggningar för tvätt av bagnar på fritidsbåtar samt uppföljning och utvärdering av genomförda åtgärder. Stödet får omfatta högst 50 procent av kostnaden. Bidraget bedöms kunna uppgå till 120 miljoner kronor per år från och med 2010 och ingår i Havsmiljöanslaget.

HUS-avdrag

HUS-avdrag för privata hushålls reparations- och ombyggnadsarbeten infördes den 8 december 2008 och omfattar förutom det som tidigare ingick i ROT-avdraget också ombyggnad av enskilda avlopp. Avdrag för arbetskostnad i samband med installation av nya enskilda avlopp får göras.

Det finns cirka 700 000 fastigheter med enskilda avlopp i landet, varav drygt 300 000 inte klarar lagens krav på längre gående rening än slamavskiljning (vilket är liten eller nästan ingen rening alls av fosforutsläppen). Eftersom den stora kostnaden för att åtgärda enskilda avlopp ligger i investeringskostnaden och inte i arbetskostnaden kan det inte förväntas att HUS-avdraget leder till att enskilda avlopp åtgärdas i alltför stor omfattning.

Införandet av HUS-avdraget förväntas därför i begränsad utsträckning medföra att bristfälliga anläggningar förbättras. Det är dock inte möjligt att säga hur mycket belastningen skulle kunna tänkas minska. Skattereduktionen kan bli högst 100 000 kronor per beskattningsår om t.ex. ett småhus har två ägare. Skattereduktion ges inte till arbete gällande gemensamhetsanläggning eller dylikt.⁴⁵

4. Skade- och kompensationsavgifter

Principen med denna typ av avgifter är att man får tillstånd till viss verksamhet mot att man betalar/kompenserar dem som drabbas eller att man vidtar eller betalar för kompensatoriska åtgärder

Bygdeavgift och fiskeavgift

Den som har tillstånd till en vattenverksamhet ska betala en årlig bygdeavgift som bestäms av miljödomstolen om verksamheten innebär drift av vattenkraftverk, vattenreglering eller vattenöverledning för något annat ändamål än kraftändamål eller ytvattentäkt.

Bygdeavgifterna regleras i 6 kap. 1 § lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet. Den som har tillstånd till vattenverksamhet ska betala en årlig bygdeavgift som bestäms av miljödomstolen, om verksamheten innebär drift av ett vattenkraftverk, viss vattenreglering eller vattenöverledning för annat ändamål än vattenkraft eller ytvattentäkt. Bygdeavgifterna följer basbeloppets utveckling och ska betalas in till länsstyrelsen i det län där verksamheten bedrivs. Bygdeavgift ska enligt närmare bestämmelser av regeringen användas dels för att förebygga eller minska sådana skador av vattenverksamheten eller anläggningar för denna som inte har ersatts enligt 31 kap. miljöbalken och för att gottgöra

⁴⁵ Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan, Konsekvensanalyser, Rapport från Naturvårdsverket, 2009.

sådana skador (dvs. skador för enskilda), dels för att tillgodose allmänna ändamål för den bygd som berörs av vattenverksamheten eller anläggningar för denna.

Länsstyrelserna har redovisat inbetalade belopp avseende bygdeavgifter för 2005 samt den beslutade användningen av medlen. En sammanställning av redovisningarna visar att totalt inbetalades 113 miljoner kronor. Av detta användes 0,8 miljoner kronor till åtgärder för restaurering och skydd av vattenmiljöer och 111 miljoner kronor användes till näringsliv, service och andra allmänna ändamål.

Enligt 6 kap. 5–6 §§ lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet finns det två typer av fiskeavgift, särskild fiskeavgift och allmän fiskeavgift. Den särskilda fiskeavgiften, som ersätter skyldigheten att vidta åtgärder, är avsedd att främja det lokala fiskeintresset, alltså i det berörda vattnet eller i ett angränsande vatten. Avgiften kan vara en engångsavgift eller en årlig avgift (indexreglerad). Storleken på den särskilda fiskeavgiften motsvarar vad som bedöms vara en skälig kostnad för vattenverksamheten. Det är Fiskeriverket som är mottagare av den särskilda fiskeavgiften. Fiskeriverket eller, efter delegering, länsstyrelsen bestämmer hur den särskilda fiskeavgiften ska användas om inte annat har bestämts i domen eller beslutet. En vanlig form av särskild fiskeavgift är en engångsersättning för produktionsskador i samband med vattenverksamhet.

Den allmänna fiskeavgiften utdöms när en vattenverksamhet eller vattenanläggning kan antas skada fisket eller kommer att orsaka en inte obetydlig ändring i de naturliga vattenståndsförhållandena. Avgiften är avsedd för främjande av fisket inom landet genom forskning och utveckling och har alltså ingen lokal anknytning. Avgiften ska användas för dessa ändamål i enlighet med vad Fiskeriverket bestämmer. Avgiften är normalt årlig och indexreglerad. Avgiften beräknas på samma sätt som bygdeavgiften.

5.3.5 Informativa styrmedel

Greppa Näringen

Rådgivnings- och informationsverksamheten ingår sedan 1995 som en del i det svenska miljö- och landsbygdsprogrammet. Dessförinnan bedrevs miljöinriktad rådgivning med nationella medel. I

områden som betecknas som särskilt miljö känsliga för förluster av växtnäring påbörjades år 2001 ett vattenvårdsprojekt kallat Greppa Näringen.⁴⁶ Den enskilda rådgivningen kom igång under 2001 i Skåne, Halland och Blekinge. Under 2003 utvidgades projektet. Eftersom projektet har pågått under ett antal år i några av länen, har vissa beteendeförändringar kunnat ses på gårdarna.⁴⁷ Inom projektet Greppa Växtskyddet arbetar man med att minska riskerna vid användningen av växtskyddsmedel, bl.a. genom ökad information och göra beräkningar på lämpliga skyddsavstånd.⁴⁸ Inom Greppa Näringen bedrivs också utbildning för de rådgivare som är verksamma i projektet.

I och med det pågående landsbygdsprogrammet, som startade 2007, är det i princip fritt fram för alla län som vill att ansluta sig till Greppa Näringen. Tidigare fördelade Jordbruksverket medlen till Greppa-rådgivningen, men numera ligger det i princip på länsstyrelsernas ansvar att styra medelstillelningen till denna verksamhet. Inom län där inte Greppa Näringen är verksamt eller på gårdar som inte ingår i den prioriterade målgruppen finns också möjlighet till utbildning både som enskild rådgivning och som gruppvisa sammankomster. Omfattningen av denna verksamhet styrs också av de regionala myndigheterna.

Tabell 5. 4 Ersättning till rådgivningsinsatsen Greppa Näringen

Åtgärd	Utfall t.o.m. år 2008, mnkr	Budgeterat för perioden 2007–2013, mnkr
Greppa Näringen och Greppa Växtskyddet	23,3	147,5
Greppa Klimatet	Ny modul 2010	52

Greppa Näringen har utvärderat sin verksamhet. I rapporten *Växtnäringsbalanser och kväveutlakning på gårdar i Greppa Näringen åren 2000–2006*⁴⁹ presenteras förändringar i överskottsvärden för kväve, fosfor och kalium i växtnäringsbalanser på gårdar i Greppa Näringen mellan åren 2000 och 2006 och beräknade förändringar av utlakningen av kväve.

⁴⁶ www.greppa.nu

⁴⁷ Växtnäringsbalanser och kväveutlakning på gårdar i Greppa Näringen åren 2000–2006, Jordbruksverket, Rapport 2008:25.

⁴⁸ www.greppa.nu/vaxtskydd

⁴⁹ Rapport 2008:25, Jordbruksverket.

Med hjälp av Greppa Näringens databas har näringsbalanser på gårdsnivå studerats före och efter cirka 3 års rådgivning. Beräkningar visar att överskotten i näringsbalanserna minskat både för kväve och för fosfor, tydligast på gårdar med grisproduktion. Minskade överskott tyder på minskade förluster i form av kväveutlakning, ammoniakavgång och fosforförluster. Det påpekas att de förändringar på gårdarna som beskrivs i rapporten kan ha många olika orsaker, varav rådgivning är en. Ändrade lönsamhetsförhållande och många andra omvärldsfaktorer spelar också roll för de val som lantbrukaren gör i sin produktion

Även förändringar i odling och stallgödselhantering har dokumenterats i databasen och med hjälp av dessa uppgifter har kväveutlakningen beräknats för gårdarna före och efter rådgivning. Beräkningarna indikerar en minskning av det årliga rotzonsläckaget på 700 ton kväve till en kostnad av 35 kronor per kg kväve.

Rådgivning, information och utbildning till markägare och andra aktörer inom skogsbruket

Den huvudsakliga inriktningen på Skogsstyrelsens arbete när det gäller skogliga vattenmiljöer är av förebyggande karaktär – att verka för att skogliga åtgärder utförs på ett sådant sätt att den negativa påverkan på miljön minimeras. Det sker i första hand genom rådgivning, information och utbildning till markägare och andra aktörer inom skogsbruket.

5.3.6 Andra typer av styrmedel

Hit räknas t.ex. frivilliga överenskommelser och dialoger mellan staten, kommuner och näringslivet. Ett exempel på en frivillig insats är t.ex. *Åtgärdsprogrammet mot växtnäringsförluster från jordbruket*.⁵⁰ Åtgärderna i programmen genomförs inom ramen för befintlig lagstiftning, rådgivning, information och försöks- och utvecklingsverksamhet. Det första svenska åtgärdsprogrammet för minskat kväveläckage togs fram redan i slutet av 1980-talet när övergödningens problemen började uppmärksammas. Programmet har sedan också kommit att omfatta åtgärder för att minska fosfor- och ammoniakförlusterna från jordbruket. På motsvarande sätt finns

⁵⁰ www.sjv.se/amnesomraden/miljoochklimat/ingenovergodning

ett handlingsprogram på växtskyddsområdet, *Hållbar användning av växtskyddsmedel*⁵¹, som kommer att löpa under perioden 2010–2013.

Ett annat exempel på en frivillig kampanj är den kampanj med affischer i bland annat tunnelbanan som Stockholms Vatten bedrivit under 2009 för att minska mängden skräp och farliga ämnen som handlar i toaletterna. Sex av tio Stockholmare säger i dag att de inte alls slänger skräp i toaletten.⁵²

Tillsynskampanjen *Små avlopp – ingen skitsak* genomförs under 2010 i samarbetet med kommuner, länsstyrelser, Sveriges geologiska undersökningar (SGU), Socialstyrelsen, Kunskapscentrum små avlopp och Avloppsguiden. Naturvårdsverket står för stöd till kommuner och centrala informationsinsatser till fastighetsägare med små avlopp, bland annat via media. Kommunerna genomför det mesta av det operativa arbetet. Motivet för kampanjen är att övergödningen och risken för spridning av smittämnen och andra föroreningar till vatten ska minskas. Bra metoder som redan tagits fram av några kommuner ska genom kampanjen kunna spridas till övriga kommuner. Ett viktigt inslag i tillsynskampanjen är att informera och motivera fastighetsägare med dåliga små avlopp att åtgärda dessa. Tillståndsprövningar genomförs dessutom fortlöpande i de kommuner som har små avlopp.

Det finns också andra möjligheter och verktyg för att stimulera en miljöanpassad produktion och användning av varor och tjänster. Som några exempel kan nämnas ekologiskt hållbar upphandling, miljömärkning, miljövarudeklarationer, miljöledningssystem, framtagandet av frivilliga avtal och stöd till försök och utveckling av ny teknik.⁵³

⁵¹ www.sjv.se/amnesomraden

⁵² Vatten. Bilaga till Svenska Dagbladet, september 2009.

⁵³ Prop. 2004/05:150, s. 233.

5.4 Befintliga ekonomiska styrmedel för bättre vattenkvalitet

Nedan sammanställs de ekonomiska styrmedel som identifierats inom vattenförvaltningens område i de olika kategorierna.

Tabell 5.5 Ekonomiska styrmedel inom vattenförvaltningen per kategori

Utsläppsavgift/ skatt	Produktskatt	Bidrag/subvention /avdrag	Skade- /kompensations- avgift
Skatt på energi	Naturgrusskatt	Stöd och ersättningar enligt landsbygdsprogrammet	Bygdeavgift
Skatt på koldioxid	Bekämpningsmedelsskatt	Bidrag enligt fiskeprogrammet	Fiskeavgift
Skatt på svavel		Bidrag till kalkning	
Skatt på kväveoxid – NOx avgift		Bidrag till efterbehandling av förorenade områden	
Fastighetsskatt för vattenkraft		Bidrag till omhändertagande av avfall från fartyg	
Miljödifferenterade farledsavgifter		Bidrag till fiskevårdande åtgärder	
Miljödifferenterade hamnavgifter		LOVA- bidrag	
Avgift för mottagning av fartygsgenererat avfall		Bidrag till projektering av våtmarker	
		HUS- avdrag	
		NOKÅS-bidrag	

Utifrån de miljöproblem som finns för vattenförvaltningen i Sverige kan en sammanställning göras som visar vilken typ av ekonomiska styrmedel som används i samband med respektive miljöproblem. Se tabellen nedan.

Tabell 5.6 Miljöproblem och typ av ekonomiskt styrmedel

	Utsläppsavgift /skatter	Produkt- skatter	Bidrag/subvention /avdrag	Skade- /kompensations- avgift
Försurning	Skatt på Energi Skatt på svavel Farledsavgift Hamnavgift		Kalkningsbidrag	
Övergödning	No _x -avgift Farledsavgift		Landsbygdsprogrammet HUS-avdraget Stöd för framtagande av planeringsunderlag för projektering av våt- marker LOVA-bidraget Bidrag till omhänder- tagande av avfall från fartyg	
Miljögifter		Skatt på bekämpnings- medel	Bidrag till omhändertagande av avfall från fartyg	
Fysiska störningar			Bidrag från fiske- programmet Bidrag till efterbehand- ling av förorenade områden Bidrag till fiskevårdande åtgärder	Bygdeavgift Fiskeavgift
Skydd av dricks- vattentäkter		Skatt på naturgrus		
Vattenuttag				
Övervakning och kontroll			Anslag till miljö- vervakning	

En prispolitik ska enligt ramdirektivet för vatten bidra till kostnadstäckning för vattentjänster från åtminstone sektorerna industri, hushåll och jordbruk. I detta sammanhang redovisas endast ekonomiska styrmedel, och vilken typ av sådana, som riktas till dessa särskilt utpekade sektorer och direkt har betydelse för vattenkvaliteten.

Tabell 5.7 Sektor och mix av ekonomiskt styrmedel som riktas mot sektorn

	Utslättavgift /skatt	Produkt- skatter	Bidrag/subvention /avdrag	Skade- /kompensations avgift
Hushåll			HUS-avdrag	
Industri	No _x -avgift			
Jordbruk		Skatt på bekämpnings- medel	Landsbygds- programmet	

Som framgick av redogörelsen för ekonomiska styrmedel tidigare i detta kapitel finns sektorsövergripande ekonomiska styrmedel i form av skatter/avgifter med syfte att styra användningen av energi och energislag. Indirekt påverkar dessa vattenförvaltningen genom att de påverkar utsläpp till luft av skadliga ämnen (svavel, kväveoxid) och koldioxid. Alla sektorer/aktörer påverkas av dessa i förhållande till sin energiförbrukning, och dessa redovisas inte i tabell 5.7. Denna typ av styrmedel har enligt teorin bra förutsättningar att leda till en långsiktigt samhällsekonomiskt effektiv miljöstyrning.

Några andra utsläppsavgifter eller skatter finns inte, förutom den särskilda fastighetsskatten för vattenkraftverk. Den särskilda fastighetsskatten har dock ett fiskalt utjämnande syfte i förhållande till annan elproduktion och kan inte sägas vara ett styrmedel för att minska eller kompensera fysisk miljöpåverkan från vattenkraften.

I kategorin produktskatter finns endast ett styrmedel med styrande effekt på vattenpåverkan. Detta är den skatt på bekämpningsmedel som jordbruket i dag betalar. (Fram till 2009-12-31 utgick också skatt på kväve och kadmium i handelsgödsel).

Sektorerna hushåll och jordbruk berörs av styrmedel i kategorin skatter, bidrag, subventioner eller skatteavdrag. Hushållen kan göra avdrag för arbetskostnad i samband med installation av ett nytt enskilt avlopp, vilket förväntas medföra att bristfälliga anläggningar förbättras. Bland annat problem med otillräcklig kommunal tillsyn har dock gjort att förbättringarna går långsamt.⁵⁴ Jordbruksföretag kan söka ersättning inom landsbygdsprogrammet för minskat kväveläckage (fånggrödor och vårbearbetning), skyddszoner och

⁵⁴ Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan, Konsekvensanalyser, Rapport från Naturvårdsverket, 2009.

våtmarker. En viss geografisk differentiering finns genom att ersättning för vissa åtgärder fr.o.m. 2007 är geografiskt styrd till vissa regioner i landet. Ersättningarna är i dagsläget åtgärdsspecifika och frivilliga att söka, vilket gör att kostnadseffektiviteten troligen är åsidosatt. Ett problem med ersättningar som styrmedel är att den långsiktiga effekten är osäker eftersom förutsättningarna för att genomföra åtgärderna ändras beroende på bland annat ersättningsnivå och spannmålspriser. För skogsbruksföretag finns inte liknande bidrag att söka från landsbygdsprogrammet.

För olika aktörer som sysslar med fiskevårdande verksamhet finns bidrag att söka för olika typer av återställande åtgärder och för aktörer inom sjöfart och med fritidsbåtar finns bidrag till åtgärder för att ordna att avfall omhändertas.

Endast en aktör berörs inom kategorin skade- och kompensationsavgifter, och det är vattenkraften som betalar årliga ersättningsbelopp till bygden för det intrång uppdamningen inneburit och bekostar utsättning av fiskyngel årligen i enlighet med sina tillstånd.

5.5 Analys och slutsatser – det finns behov av kompletterande ekonomiska styrmedel i vattenförvaltningen

I ovanstående avsnitt i detta kapitel har grundläggande teori om styrmedel och kriterier för bedömning redovisats. Därefter har de styrmedel med relevans för användningen av vatten som i dag används i Sverige presenterats. Utifrån dessa utgångspunkter avslutas genomgång av styrmedel som gjorts i detta kapitel med en bedömning av om fler ekonomiska styrmedel behövs för att nå vattenförvaltningens mål. Denna bedömning görs utifrån situationen i Sverige och mot bakgrund av samtliga styrmedel, där framför allt miljöbalken har spelat och fortfarande spelar en viktig roll för den nuvarande vattenstatusen.

5.5.1 Generella synpunkter på nuvarande styrmedel

En kort sammanfattning av dagens läge:

- många utsläpp till vatten har minskat betydligt över åren; de åtgärder som verksamhetsutövare har vidtagit, bland annat som en respons på dagens och tidigare politik, har haft betydande effekter
- trots detta är målet god vattenstatus inte uppnått; den totala belastningen, summan av pågående punktutsläpp och diffusa utsläpp samt historiska utsläpp, är alltså fortfarande stor
- även om Sverige, i strikt juridisk mening, har en prispolitik som uppfyller kraven i ramdirektivet för vatten, så uppfylls inte målsättningarna;
 - *God vattenstatus uppnås ej.* Detta innebär att fler åtgärder måste vidtas och att kraftfullare styrning, i form av skärpning av dagens styrmedel och/eller komplettering med andra styrmedel, måste till.
 - *Prispolitik används i väldigt begränsad omfattning.* I juridisk mening uppfyller dock Sverige kraven på en prispolitik enligt artikel 9.
 - *Principen om att förorenaren ska betala (PPP) och kostnads-täckning när det gäller miljökostnader är inte uppfyllt.* Även om de minimikrav som ställs i ramdirektivet för vatten är uppfyllda så innebär det inte att principen om att förorenaren ska betala är uppfyllt i) för annan användning av vatten än vattentjänster, ens om principen tolkas så att kravet är att endast åtgärds-kostnader betalas av förorenaren eller i) för annan användning av vatten om principen tolkas så att förorenaren också ska betala för miljö-kostnader. Det kan exempelvis noteras, utifrån genomgången av befintliga styrmedel ovan, att subventioner av åtgärder förekommer. Sådana subventioner innebär att förorenaren vare sig betalar för miljö-kostnader eller för åtgärds-kostnader.
 - *Kostnadseffektivitet uppnås sannolikt inte.* De kvantitativa regleringarna dominerar, som ovanstående genomgång visat, bland de svenska styrmedlen. Detta minskar, jämfört med generella ekonomiska styrmedel, möjligheten till en kostnadseffektiv fördelning av åtgärder mellan olika verksamhets-

utövare. Det kan vidare noteras att de tillstånd som ges enligt miljöbalken ofta är detaljerade och mer eller mindre explicit reglerar vilken metod som ska användas. En sådan styrning riskerar att minska möjligheten för den enskilde verksamhetsutövaren att välja den kombination av metoder som minimerar kostnaden. I ett dynamiskt perspektiv blir bristerna med dagens system än mer uppenbara, och detta av två skäl. För det första så kan förutsättningar för åtgärder, och därmed kostnader, förändras över tiden. I och med att tillstånd omprövas relativt sällan så är möjligheterna till kostnadsbesparande anpassningar med anledning av nya metoder eller med anledning av säsongsvariationer begränsade jämfört med vad som hade varit fallet med ett större inslag av ekonomiska styrmedel. För det andra så skulle en prispolitik ge ett starkare incitament att utveckla och använda nya kostnadsbesparande metoder.

Utöver att målsättningen god vattenstatus inte uppnås finns det alltså andra potentiella problem eller tillkortakommanden med dagens styrmedel. Detta betyder inte med nödvändighet att alla nuvarande styrmedel verkligen *bör* förändras eller kompletteras. Alla styrmedel har för- och nackdelar och ett ökat inslag av prispolitik är knappast en mirakelmedicin som är bättre än nuvarande styrmedel ur alla aspekter. Som det inledande teoriavsnittet visat är exempelvis osäkerheten i måluppfyllelse en av nackdelarna med ett renodlat ekonomiskt styrmedel. Samtidigt kan det konstateras att i) Sverige inte når målen med nuvarande utformning av kvantitativa regleringar, trots att dessa har en större potential att leda till måluppfyllelse och att ii) måluppfyllelsen vid användning av ekonomiska styrmedel kan förbättras genom justering över tiden av exempelvis skattenivåer eller genom någon form av kombination av incitament och kvantitativa regleringar.

Tillstånd enligt miljöbalken innebär att en verksamhetsutövare gratis erhåller en rättighet att använda exempelvis vatten som recipient. Om detta utsläpp sker till en recipient där vattenstatusen skulle kunna vara bättre (utan att det för den skull medför att vattenstatusen *bör* vara bättre) så finns det en kvarvarande miljökostnad. Eftersom vattenstatusen skulle kunna vara bättre och man avstår från denna bättre status så *finns* det en alternativkostnad. Men, detta innebär alltså inte i sin tur med nödvändighet att denna

kostnad bör elimineras; åtgärdskostnaden för att göra det kan vara högre, eller betydligt högre, än den kvarstående miljökostnaden.

Om principen om att förorenaren ska betala innebär att förorenaren ska betala för miljökostnaderna är det alltså, så länge några miljöförbättringar inte längre är möjliga, svårt att se hur gratis erhållna rättigheter uppfyller principen. Det finns dock andra tolkningar av principen om att förorenaren ska betala som innebär att förorenaren endast behöver betala för utsläppsreduktion. Tillstånd enligt miljöbalken är förenliga med en sådan tolkning. Men, som den fördjupade analysen i kapitel 7 visar, så kan inte kravet på en prispolitik för kostnadseffektivitet förenas med en tolkning av principen om att förorenaren ska betala som innebär att åtgärder inte får subventioneras samtidigt som återstående utsläpp får göras gratis.

För att nå kostnadseffektivitet är det viktigt att åtgärder vidtas där det är billigast. För att uppnå detta, i en föränderlig värld där åtgärdskostnader kan stiga och sjunka över tiden, krävs en flexibilitet. Det innebär att en enskild verksamhetsutövare både ska ha möjlighet och incitament att vidta mer egna åtgärder när kostnaderna är eller blir lägre. Samtidigt bör mängden av en viss åtgärd minskas, och utsläppen därmed öka, om åtgärdskostnaderna för en viss verksamhet eller med en viss metod, blir högre. Tillstånd bör för att stimulera en enskild verksamhetsutövare att över tiden använda billigaste teknik inte föreskriva vilken teknik eller metod som ska användas. Vidare kräver kostnadseffektivitet att det finns möjlighet att öka utsläpp eller påverkan från en viss verksamhetsutövare om andra utsläpp med samma påverkan, kan minskas till lägre kostnader i någon annan verksamhet. En sådan flexibilitet stimuleras inte av miljöbalken i dess nuvarande form.

Ett generellt problem med nuvarande styrmedel är att de till stor del är inriktade på punktutsläpp och att styrmedel riktade mot diffusa utsläpp inte är lika stringenta. Många av de styrmedel som finns för diffusa utsläpp uppfyller inte principen om att förorenaren ska betala. Alla subventioner av utsläppsminskningar är oförenliga med principen om att förorenaren ska betala.

Ovanstående generella analys av Sveriges nuvarande politik visar att det finns skäl att utreda på vilka sätt en prispolitik, med större räckvidd än vad ramdirektivet för vatten juridiskt kräver, skulle kunna utvecklas. En fortsatt analys av möjligheterna att använda en mer omfattande prispolitik finns i kapitel 7.

Om politiska begränsningar

En politisk önskan att använda mer ekonomiska styrmedel och att tillämpa principen om att förorenaren ska betala innebär att man gör ett val som får konsekvenser.

- För att ekonomiska styrmedel ska leda till kostnadseffektivitet måste det finnas en flexibilitet för enskilda aktörer. En kostnadseffektiv kombination av åtgärder innebär, jämfört med en icke kostnadseffektiv kombination, att mer åtgärder vidtas i vissa verksamheter och att *mindre åtgärder vidtas i andra verksamheter*. Om man inte kan acceptera att utsläppen från vissa verksamheter blir högre bör man i) motivera detta och ii) dra konsekvensen och inte i lika hög utsträckning förespråka ökad användning av ekonomiska styrmedel. Om man menar att en ökad användning av ekonomiska styrmedel är önskvärd, utan att förespråka det som enda lösningen, måste man vara ytterst försiktig med ökade krav via kvantitativa regleringar. Man bör också överväga möjligheten att släppa på specifika tvingande krav.
- Principen om att förorenaren ska betala är en rättighetsprincip som anger hur rättigheter när det gäller att använda exempelvis vatten som recipient bör formuleras. Principen innebär att förorenare *bör* betala för åtgärder och, eventuellt också, för kvarstående miljökostnad. Om man av något skäl, och det kan finnas goda sådana, inte anser att en förorenare bör betala så innebär det att man i det fallet frångår principen om att förorenaren ska betala. Om man gör detta så kan man inte, med något krav på logik och ärlighet, samtidigt hävda att principen gäller fullt ut.

I det följande, i detta avsnitt, analyseras och kommenteras några specifika styrmedel mer i detalj. Under rubrikerna redovisas också de styrmedel som finns idag.

5.5.2 Mer specifika synpunkter på dagens styrmedel

Regional/lokal vattenbrist

I Sverige är problemet med vattenbrist begränsat till korta tidsperioder och några ganska små geografiska områden. Det styrmedel som finns i dag är miljöbalken och dess regler angående vatten-

uttag. Något annat system eller styrmedel för att hantera vattenbrist finns inte. Nuvarande styrning förefaller leda till tillräcklig måluppfyllelse. Det är dock tveksamt vilka garantier som finns för att vattenresursen, i en situation av begränsad tillgång, används på det samhällsekonomiskt mest effektiva sättet.

Pågående utsläpp eller påverkan

När det gäller *punktutsläpp* kan konstateras att svenska punktkällor redan vidtagit långtgående åtgärder mot utsläpp av många ämnen. Det främsta styrmedel som riktas mot industrin är miljöbalken samt de förordningar och föreskrifter som har fattats med stöd av balken. Föreskrifterna innehåller riktvärden för utsläpp, där riktvärden har viss differentiering beroende på geografisk placering och storlek. Industriernas befintliga tillstånd baseras på rådande bedömning om vad som är bästa möjliga teknik när tillståndet beviljas.

Detta innebär generellt att marginalkostnaden för att vidta ytterligare åtgärder är relativt hög. En utsläppsskatt skulle därmed sannolikt leda till att endast en begränsad mängd ytterligare åtgärder skulle vidtas. För det första så kan det konstateras att ytterligare åtgärder mot punktutsläpp endast bör vidtas om alla billigare åtgärder vidtagits mot diffusa utsläpp och mot effekterna av historiska utsläpp. Detta innebär att nivån på en utsläppsskatt för punktkällor bör sättas utifrån en övergripande bedömning av marginalkostnader för samtliga åtgärder. I många fall skulle en sådan nivå kunna innebära att det för många punktutsläpp inte är lönsamt att för närvarande vidta några åtgärder. Av detta följer dock inte att en utsläppsskatt mot sådana verksamheter inte bör införas. För det första så kan det finnas billiga åtgärder även i verksamheter som redan vidtagit långtgående åtgärder. En fördel med en utsläppsskatt är att myndigheterna inte behöver införskaffa kunskap om var sådana åtgärder finns; skattens incitament gör att verksamheterna själva tjänar på, och rimligen därmed väljer att, vidta dessa åtgärder. Ur ett dynamiskt perspektiv är det också viktigt att det finns ett tydligt och välavvägt incitament att utveckla och använda nya metoder. En skatt ger, till skillnad från en kvantitativ reglering ett kontinuerligt incitament att utveckla och använda ny och billigare teknik. En kvantitativ reglering skapar inga ekonomiska incitament att rena utöver kraven och den ger

heller inga incitament till teknisk utveckling (teknisk utveckling kan dock ske ändå av andra skäl). För att nå ytterligare utsläppsminskningar från industrier krävs i dag enskilda prövningar vilket är mycket resurskrävande.⁵⁵ Fördelningsmässigt så skulle en skatt också i större grad uppfylla principen om att förorenaren ska betala enligt den tolkning som innebär att förorenaren ska betala också för de utsläpp som kvarstår. En skattenivå som inte har någon omedelbart styrande effekt kan alltså ändå vara meningsfull genom att den ger ett dynamiskt incitament och kan leda till kostnads-effektiva förändringar på längre sikt och genom att den leder till en fördelningsprofil mer i linje med principen om att förorenaren ska betala.

Även om det vid många punktkällor har vidtagits åtgärder som gör att marginalkostnaden för att vidta ytterligare åtgärder är hög så kan det således finnas skäl till att ytterligare åtgärder bör vidtas. För det första uppnås alltså inte målsättningen vilket talar för att fler åtgärder måste vidtas, något som, allt annat oförändrat, sannolikt innebär att dyrare åtgärder kommer att behöva vidtas. För det andra så måste samtliga kostnader för att vidta åtgärder mot diffusa utsläpp beaktas innan slutsatsen att ”inget mer bör göras när det gäller punktutsläpp” kan dras. Det faktum att diffusa utsläpp är svåra att mäta och att styrmedel måste riktas indirekt innebär att kostnaderna sammantaget, när transaktionskostnader beaktas, kan bli avsevärt högre än om endast själva åtgärds-kostnaden beaktas. Med detta sagt menar Vattenprisutredningen ändå att det viktigaste just nu är att se över och förbättra de styrmedel som riktas mot diffusa utsläpp. Med en bättre utformning av dessa kan transaktionskostnaderna sänkas och de åtgärder som har låga åtgärds-kostnader kan därmed också få lägre total-kostnader.

Kommunala reningsverk regleras av miljöbalken samt av de förordningar och föreskrifter som har fattats med stöd av balken. Föreskrifterna för reningsverken innehåller riktvärden för utsläpp, där riktvärden har viss differentiering beroende på geografisk placering och storlek på reningsverket. Reningsverkens befintliga tillstånd baseras på rådande bedömning om vad som är bästa möjliga teknik när tillståndet beviljas. Denna typ av reglering skapar inga ekonomiska incitament för att rena utöver kraven och det ger inte heller incitament till teknisk utveckling.

⁵⁵ Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan, Konsekvensanalyser, Rapport från Naturvårdsverket, 2009.

Diffusa utsläpp i form av enskilda avlopp regleras främst genom miljöbalken och förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Det råder stora osäkerheter om vilka reningsanläggningar som finns vid de enskilda avloppen i landet samt hur dessa anläggningar fungerar. Uppskattningsvis är det endast 60 procent av de enskilda avloppen som uppfyller kravet på längre gående rening än slamavskiljning.⁵⁶ Naturvårdsverket tog 2006 fram allmänna råd om små avloppsanläggningar som under 2008 kompletterades med en handbok. De allmänna råden och handboken förväntas medföra att statusen på anläggningar som i dag är bristfälliga förbättras i viss utsträckning. Även införandet av HUS-avdraget förväntas i begränsad utsträckning medföra att bristfälliga anläggningar förbättras. Styrmedlets måluppfyllelse är i dagsläget inte särskilt hög, vilket till stor del förklaras av att det inte finns tillräckliga resurser för tillsyn men även av att det inte ges några incitament till fastighetsägare att uppfylla kraven.

Det är i dagsläget för tidigt att säga vilken inverkan de nya allmänna råden, handboken samt införandet av HUS-avdraget kommer att ha på uppgraderingen av enskilda avlopp.⁵⁷ Avseende miljögifter finns frivilliga upplysningskampanjer, återvinningsstationer, källsortering m.m.

Även jordbruket och skogsbruket bidrar med diffusa utsläpp. Åtgärder för att minska kväve- och fosforförlusterna från skogsbruket implementeras i dag genom lagstiftning, information, rådgivning och utbildningar. För viss jordbruksverksamhet krävs tillstånd enligt miljöbalken. För att få fullt gårdsstöd enligt den gemensamma jordbrukspolitikerna krävs att lantbrukaren lever upp till de s.k. tvärvillkoren, det vill säga iakttar god jordbrukssed och aktuell miljölagstiftning. Beslut om vattenskyddsområden kan också innebära inskränkningar i driften för t.ex. jordbruksföretag. Huruvida dessa företag ska erhålla ersättning för sina kostnader prövas från fall till fall. Företag ersätts t.ex. inte om fråga är om inskränkningar på grund av miljöbalkens allmänna hänsynsregler.

Jordbrukssektorn har sedan lång tid tillbaka verkställt särskilda åtgärdsprogram för att minska kväve- och fosforläckaget från näringen, och utlakningen har också minskat betydligt. Åtgärdsprogrammen har byggt på de styrmedel som funnits i form av

⁵⁶ Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan, Konsekvensanalyser, Rapport från Naturvårdsverket, 2009.

⁵⁷ Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan, Konsekvensanalyser, Rapport från Naturvårdsverket, 2009.

bl.a. regler för lagring och spridning av stallgödsel, ekonomiska styrmedel i form av miljöersättningar och (fram till 31 dec 2009) skatt på kväve och kadmium i handelsgödsel, skatt på bekämpningsmedel samt den rådgivning och information som Greppa Näringen bidragit med.

I dag kan ersättning sökas inom landsbygdsprogrammet för minskat kväveläckage (fånggrödor och vårbearbetning), skyddszoner och våtmarker. En viss geografisk differentiering föreligger genom att ersättning för vissa åtgärder är geografiskt styrd till vissa regioner i landet. Ersättningarna är i dagsläget åtgärdsspecifika och frivilliga att söka, vilket gör att kostnadseffektiviteten troligen är åsidosatt. Ett problem med ersättningar och information som styrmedel är att den långsiktiga effekten är väldigt osäker eftersom förutsättningarna för att genomföra åtgärderna ändras beroende på bland annat ersättningsnivå och spannmålspriser.

Landsbygdsprogrammets potential som effektivt styrmedel är troligen större än vad som utnyttjas idag. Det som behövs är mer riktade, eventuellt företagsspecifika åtgärder som bara erbjuds där de är kostnadseffektiva. Tveksamt om det i dag finns kunskapsmaterial nog för detta, även om ett markkarteringsarbete har inletts. Kan vara vissa problem med acceptans, om inte alla jordbrukare har möjlighet att söka alla stöd och ersättningar i Landsbygdsprogrammet, kräver underbyggnad som möjliggör denna särbehandling. Transaktionskostnaderna högre för denna typ av stöd och ersättningar jfr den stora massan av stöden och ersättningarna i dag. Måste vägas mot den miljöeffekt man eftersträvar.

Landsbygdsprogrammet är frivilligt att söka. I undantagsfall kan ett incitamentstillägg på 20 procent få läggas på miljöersättningen, men det kräver ett särskilt beslut och godkännande av Kommissionen. Sverige har fått godkänt att använda denna möjlighet för ersättning till vissa klasser av betesmarker. Det incitament som miljöersättningarna innehåller består av att den kostnadskalkyl som ligger till grund för ersättningarna utgör en genomsnittskalkyl, vilket innebär att de som har en lägre kostnad "fångas in" idag. Om ersättningarna kunde höjas utöver denna kalkylprincip, skulle fler fångas in.

Som utvärderingen av Miljö- och landsbygdsprogrammet för Sverige 2000–2006 visade är problemet dock att kunna styra åtgärderna dit de geografiskt gör mest nytta för att uppnå kostnadseffektivitet. Det vill säga vissa åtgärder ska riktas geografiskt och ersättningarna i högre grad motsvara den faktiska kostnaden för

jordbrukare. Förändringar i denna riktning väntas komma inför kommande programperiod, 2014–2020. I samband med en bedömning av kostnadseffektiviteten måste samtidigt transaktionskostnaderna beaktas.

Som tidigare beskrivits innehåller landsbygdsförordningen också artikel 38. I avvaktan på att ersättningarna görs mer riktade skulle ett eventuellt utnyttjande av artikel 38 i Sverige innebära utökade möjligheter att styra åtgärderna geografiskt jämfört med de frivilliga åtagandena. Att tillämpa den skulle dock vara ett avsteg från principiellt viktiga principer när det gäller ansvar för miljön i Sverige – ersättning ska inte ges för lagstadgade krav.

Påverkan från tidigare verksamhet

Problemet med gamla försyndelser har två huvudsakliga beståndsdelar, dels giftiga deponerade ämnen dels fysiska förändringar på sjöar och vattendrag.

Följderna av giftiga deponerade ämnen kan vara att de läcker ut i vattenförekomster. För giftiga deponerade ämnen finns anslagna medel för sanering, eftersom det ibland saknas juridiskt ansvarig.

Följderna av fysiska förändringar kan vara att vandringshinder minskar spridningsmöjligheterna för vandrande arter vilket resulterar i minskad artrikedom. Regionalt har en rad olika åtgärdsprogram tagits fram för restaurering av vattendrag för att nå bl.a. de berörda miljö kvalitetsmålen. Kampanjer, kartläggningar och handböcker har tagits fram för att driva arbetet.

Fysisk påverkan från vattenkraften regleras i miljöbalken genom att industrin betalar bygdeavgift och fiskeavgift som fastställs i tillståndet för vattenverksamheten. Bygdeavgiften är en kompensatorisk avgift till bygden för värden som förlorades då dämningen kom till stånd, och används bara i väldigt liten utsträckning till vattenvård. Vattenkraften åläggs också en särskild fastighetsskatt. Denna har ett fiskalt utjämnande syfte i förhållande till annan elproduktion och kan inte sägas vara ett styrmedel för att minska eller kompensera fysisk miljöpåverkan från vattenkraften.

Utökade provtagningar och analyser

Sverige har sedan tidigare ett utbyggt system för miljöövervakning av vatten fördelat på ett flertal olika aktörer. Naturvårdsverket har ett övergripande ansvar för den statligt finansierade miljöövervakningen. Denna är indelad i en nationell och en regional del där Naturvårdsverket ansvarar för planering och drift av den nationella övervakningen. Naturvårdsverket har även ett samordningsansvar för den regionala övervakningen, som i övrigt drivs och planeras av länsstyrelserna. Det bedrivs även miljöövervakning på lokal nivå, exempelvis samordnad recipientkontroll och kommunal miljöövervakning. För att uppfylla de krav som ställs i vattenförvaltningsförordningen bedöms Sverige behöva en förändrad och utökad övervakning.⁵⁸

⁵⁸ Se bl.a. vattenmyndigheternas Förvaltningsplaner.

6 Styrmedel i andra länder samt pågående arbeten med styrmedelsförslag i Sverige

Ramdirektivet för vatten ska införlivas av alla EU:s medlemsstater, och dessa har i sin tur olika förhållanden både när det gäller tillgång till och kvalitet på vattnet. Därför görs här en utblick till några andra EU-länder.

I Sverige är olika myndigheter och också intresseorganisationer engagerade i att utreda åtgärder och förfina befintliga styrmedel. Naturvårdsverket har i uppdrag¹ att utreda hur ett sektorsövergripande avgiftssystem för minskade utsläpp av kväve och fosfor skulle kunna utformas.

Skogsstyrelsen har ett regeringsuppdrag i vilket det ingår att analysera behovet av och lämna förslag på förändringar av lagar eller andra styrmedel som berör skogsbruket och som behövs med anledning av ramdirektivet för vatten.

Vidare har va-verkens branschorganisation Svenskt Vatten till Vattenprisutredningen redovisat bakgrund och principer för ett avgiftssystem för va-branschen, dvs. ett branschövergripande avgiftssystem, med syfte att minska belastningen av fosfor och kväve till vatten.

Redogörelserna i det följande gör inte anspråk på att vara heltäckande. Den tid som kunnat läggas på ländergenomgången har varit begränsad i förhållande till vad skulle ha krävts.

¹ Regeringsuppdrag nr 24 om avgiftssystem för vattenkvalitet i Naturvårdsverkets regleringsbrev för 2007. Arbetet har utförts av Naturvårdsverket på uppdrag av regeringen samt efter samråd med vattenmyndigheterna för Västerhavet, Södra Östersjön och Norra Östersjön.

6.1 Styrmedel för vatten i Finland, Danmark, Nederländerna, Frankrike och Storbritannien

Nedan redovisas resultatet av den övergripande genomgång av några EU-länder som Vattenprisutredningen gjort med avseende på styrmedel. Genomgången är inte heltäckande. Redogörelsen görs huvudsakligen utifrån de problem som finns och de sektorer (industri, hushåll och jordbruk) som pekas ut i ramdirektivet för vatten.

6.1.1 Tillhandahållande av dricksvatten och vatten till industriellt ändamål

Tillgång till vatten är naturligtvis ett problem främst i de områden där vatten är en bristvara. Även om vattenbrist inte föreligger kan det finnas skäl att införa styrmedel som syftar till att minska konsumtionen av vatten. Det beror på att smutsigt vatten ofta renas till en viss nivå, och om en mindre kvantitet vatten genomgår rening släpps också mindre föroreningar ut i absoluta tal mätt. Båda dessa skäl, samt att vattenanvändning kan fungera som skattebas, gör att styrmedel riktas mot området.

Tillhandahållande av och betalning för dricksvatten - hushåll

I alla de länder som studerats tar ansvarig huvudman ut avgifter som täcker de kostnader man har för att distribuera och i undantagsfall rena dricksvatten av konsumenterna. Kostnadstäckningen är enligt uppgift 100 procent i alla länderna. Avgiften tas generellt ut genom en fast och en rörlig del. Ett land som inte ingått i översikten, men som kan vara värt att nämna i sammanhanget är Irland. På Irland tas denna typ av avgift i dagsläget inte ut².

Vattenmätare finns installerade i de hushåll som är anslutna till det allmänna vattennätet i Danmark och i de flesta av de nederländska hushållen³. Där betalar konsumenten för den uppmätta förbrukningen av vatten. I England och Wales kan konsumenten erhålla sin vattenräkning i fyra olika former, där vattenmätare är ett

² Joyce, J. and Convery, F. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. 2009. *Understanding the economics of the water framework directive*.

³ OECD 2007. *Environmental Performance Review. Denmark*; OECD 2003. *Environmental Performance Review. Netherlands*.

allt populärare alternativ eftersom vissa konsumentgrupper kan göra besparingar genom att betala för uppmätt konsumtion jämfört med en schablon. Den nyligen publicerade Walker-utredningen⁴ förordade också ett system med mätare på hushållsnivå, men menade samtidigt att det inte bör göras obligatoriskt eftersom det finns regioner där en kostnads-nytt-analys visar att det inte är samhällsekonomiskt optimalt. Detta eftersom installation, underhåll och uppmätning av hushållskonsumtion av vatten är kostsamt och att nyttan troligen överstiger kostnaden endast i regioner där vattenbrist är ett problem. Klimatförändringen beräknas dock komma att öka antalet områden med vattenbrist⁵. I Finland mäts i normalfallet inte vattenkonsumtion på hushållsnivå och man har precis som i Sverige periodvis överkapacitet i vattenledningarna⁶. I Frankrike finns ett antal olika sätt för ansvarig huvudman att upprätta vattenräkningen. En variabel del måste dock alltid ingå⁷.

I Danmark och Nederländerna finns utöver de avgifter som täcker de finansiella kostnaderna för vattendistributionen också skatter på vattenkonsumtionen. Den danska vattenskatten, VOMS, har samma nivå i hela landet, 5 DEK per kubikmeter⁸. Det finns indikationer på att vattenskatten har bidragit till minskad konsumtion av vatten bland hushållen⁹. I Nederländerna finns också en skatt på vattenförbrukning, som vattenverken betalar och för vidare till konsumenterna. En annan nederländsk skatt baseras på grundvattenuttag, och har införts för att minska kostnadsskillnaden mellan uttag av grundvatten och uttag av ytvatten. Dessa båda skatter höjer tillsammans priset på vatten med ungefär 10 procent. Priselasticiteten för vatten gör att skatterna inte bedöms dämpa efterfrågan nämnvärt. Vad gäller uttag av grundvatten är detta bara ett problem i begränsade delar av landet, och den generella nivån på skatten gör att man troligen inte träffar problemet särskilt väl¹⁰. I Frankrike tas avgifter ut för en rad olika typer av vattenuttag av vattenmyndigheterna. Nationell lagstiftning sätter maximala nivåer för dessa avgifter, och de varierar geo-

⁴ Walker, Anna, CB. The Independent Review of Charging for Household Water and Sewerage Services. December 2009.

⁵ *ibid.*

⁶ Personlig kommunikation, Jord- och skogsbruksministeriet, Finland.

⁷ Public water supply and sanitation in France, [www.Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire](http://www.Ministère.de.l'Ecologie.de.l'Energie.de.l'Aménagement.du.Territoire).

⁸ Skatter og avgifter – Oversigt 2009. www.finansministeriet

⁹ The use of economic instruments in the Nordic and Baltic environmental policies 2001–2005. Temanord 2006:525.

¹⁰ Personlig kommunikation, Rijkswaterstaat.

grafiskt men också beroende på uttagets syfte. Uttag av vatten för dricksvatten har det högsta nationella taket¹¹. Varken England och Wales eller Finland har några skatter eller avgifter, utöver användaravgifterna, på vattenkonsumtion¹².

Uttag av och betalning för vatten för industriellt bruk

Spridningen är stor mellan och inom länderna vad gäller företags och industriers avgifter och skatteplikt i samband med vattenförbrukning. Det är vanligt att vattenuttag är förenat med en licens, vilken i sin tur är förenad med en avgift, men att små företag undantas från att betala den. Detta innebär att t.ex. jordbrukets vattenanvändning ofta inte är avgiftsbelagd.

I England och Wales krävs i dag en licens för att få rätt till vattenuttag, och dessa utfärdas enligt principen ”först till kvarn”. För att få en sådan licens måste företaget betala en avgift. Historiskt sett har licenserna saknat tidsbegränsning, något en lag från 2003 ändrade så att de numera alltid är tidsbegränsade¹³. Licenserna är överlåtelsebara, men handel sker endast i begränsad omfattning. En nyligen presenterad utredning, ”the Cave review”¹⁴, rekommenderar därför regeringen att genomföra förenklingar för att stimulera handeln. Samma utredning rekommenderar också ett införande av knapphetsavgifter där licensierade volymer ligger på en nivå som inte är hållbar i förhållande till tillgången.¹⁵ Att handeln med licenser inte fungerar kan bero på naturliga faktorer, som det faktum att vattendragen ofta är relativt små vilket begränsar antalet personer som skulle kunna handla med varandra¹⁶. I dagsläget är det för tidigt att säga något om huruvida förslagen från utredningen kommer att tas i beaktande. För närvarande tittar även Ofwat, Myndigheten för reglering av vattentjänster¹⁷, och miljömyndigheten i England och Wales på sätt att förbättra vattenprissättningen¹⁸.

¹¹ Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques 84:5.

¹² Personlig kommunikation, DEFRA samt Miljöministeriet, Finland.

¹³ Baker et al. . Report on Screening of Water Pricing Policies, Cost Recovery Mechanisms and Economic Instruments for Inclusion in Programmes of Measures and in Relation to Article 9 of the Water Framework Directive. Nera 2006.

¹⁴ Martin Cave. Independent Review of Competition and Innovation in Water Markets. April 2009.

¹⁵ Ibid.

¹⁶ Personlig kommunikation, DEFRA, 2009-12-09.

¹⁷ Egen översättning.

¹⁸ Personal communication, DEFRA 2009-11-24.

Frankrikes avgifter, som tas ut av vattenmyndigheterna, har som redan nämnts, olika avgiftsnivåer beroende på uttagets ändamål. De skiljer sig åt för bevattning, gravitaire bevattning, dricksvatten, industriell kylning eller för kanaler. Det finns också en avgift för lagring av vatten under lågvattenssäsongen¹⁹.

6.1.2 Rening av avloppsvatten – hushåll och industri

Kostnadstäckningen för rening av avloppsvatten för hushåll är i allmänhet 100 procent i de granskade länderna. Undantag finns, som t.ex. i Nederländerna²⁰, där staten i vissa fall subventionerar investeringar i reningsverk. Hushållens avgifter för avloppsrening hänförs antingen till konsumtionen av dricksvatten, eller sätts efter en antagen nivå per hushåll.

Företagens administration och kostnader för rening beror till del på om företaget, vilket ofta är fallet med större industrier, själva renar sitt avloppsvatten eller om avloppsvattnet tillförs det allmänna avloppssystemet. I det första fallet gäller i allmänhet att företagen ska rena till en viss nivå samt investera i bästa möjliga teknik.

I det senare fallet finns två varianter. Den första är att företagets utsläpp av vatten beläggs med en avgift per uppmätt eller antagen utsläppt mängd. Företagens avgifter kan också fastställas utifrån fler variabler än volym. I Nederländerna och i England och Wales tillämpas ett sådant system. I England och Wales tillämpas den så kallade Mogden-formeln, med vilken man räknar fram den totala avgiften för avloppsrening för ett företag. I formeln ingår inte bara volym, utan också COD²¹ och fasta ämnen. Företagen kan själva påverka den slutliga avgiften då COD, volym och fasta ämnen mäts och avgiftsbeläggs i enlighet med uppmätt massa eller volym. Genom ett räknehjälpmedel kan man sedan på företagsnivå enkelt räkna fram hur kostnaden skulle förändras om man vidtog utsläppsminskande eller renande åtgärder.²²

¹⁹ Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques 84:4.

²⁰ van der Veeren, Rob. Cost recovery of water services in the Netherlands. Se t.ex. http://www.oasisenviro.co.uk/kmogden_formula.htm

²¹ Chemical Oxygen Demand.

²² Se till exempel http://www.oasisenviro.co.uk/mogden_formula.htm

Skatter och avgifter på utsläpp

I Danmark finns en avloppsvattenskatt som betalas av både hushåll och industrier, även om industrier har rätt att ansöka om reduktion. Industrierna betalar per uppmätt mängd vatten minus en eventuell konsumtion (i t.ex. bryggerier)²³. Jordbrukssektorn betalar inte denna skatt. Samma nivå, 20 DEK per kg totalkväve, 110 DEK per kg totalfosfor och 11 DEK per kg organiskt material gäller i hela landet.²⁴ Avloppsvattenskatten har lett till mätbara effekter på närsaltsförlusterna.²⁵ Extra skatter kan förekomma för industrier med mycket förorenat vatten.²⁶

Också i Nederländerna är utsläpp av avloppsvatten (från industri och reningsverk, men inte jordbruk) förenat med en skatt. Skatt utgår för mängden BOD²⁷, COD eller för utsläppta föroreningsenheter (pollution units).²⁸

I Frankrike finns ett antal avgifter och skatter, som finansierar vattenmyndigheternas verksamhet och åtgärder²⁹. Bland de avgifter som härrör till utsläpp till vatten finns:

- Avgift för förorening till vatten. Avgiften betalas av såväl hushåll som företag. Hushållens avgift baseras på förbrukad vattenvolym. Företag betalar istället avgiften i relation till faktiska utsläpp (t.ex. kväve och fosfor) eller en approximation för utsläpp (t.ex. per husdjursenhet).
- Avgifter för uppgradering av avloppssystemet. Avgiften betalas av både hushåll och företag. Företag betalar per erhållen volym och hushåll per konsumerad volym vatten.
- Avgift för diffusa föroreningar. Avgiften baseras på utsläppta kvantiteter av ämnen som är mycket giftiga. Här ingår avgifter för växtskyddsmedel.

Nivåerna på avgiften för diffusa föroreningar sätts nationellt sedan 2009, medan de övriga sätts av ansvarig vattenmyndighet inom ett nationellt bestämt utrymme.

²³The use of economic instruments in the Nordic and Baltic environmental policies 2001–2005.

²⁴Skatter og avgifter – Oversigt 2009. Finansministeriet, Danmark.

²⁵The use of economic instruments in the Nordic and Baltic environmental policies 2001–2005. Temanord 2006:525.

²⁶Personlig kommunikation, miljöministeriet, Danmark.

²⁷Biochemical Oxygen Demand.

²⁸OECD 2003. Environmental Performance Reviews Netherlands.

²⁹Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques 84:4.

Avgifterna sätts inom det utrymme som vattenlagen från 2006 anger. Det är sällsynt att de når upp till de högsta tillåtna nivåerna. Intäkterna från avgifterna används bl.a. till att implementera åtgärdsprogram enligt ramdirektivet för vatten. Miljöskatterna förefaller vara utformade snarare med syfte att finansiera åtgärdsprogrammen än för att skapa incitament eller internalisera miljökostnader. Ambitionen har varit att varje skattebetalande kategori ska betala avgifter som ungefärligen motsvarar vad som allokeras tillbaka genom subventioner i åtgärdsprogrammen³⁰.

Det finns inga ekonomiska styrmedel som direkt riktas mot utsläpp till vatten i Finland eller England och Wales.

6.1.3 Jordbruk – utsläpp och rening

Utsläpp från jordbruket är en viktig anledning till att man inte når god status i många av vattendragen i de studerade länderna, liksom i Sverige. Framför allt relaterar problemen till växtnäringsläckage, men också till pesticidrester i vattnet och i viss mån till uttag av vatten för bevattningsändamål. I den korta översikt som presenteras här bortses från bevattningsrelaterade styrmedel, eftersom problemet är av liten betydelse vad gäller de svenska förhållandena. Jordbrukets utsläpp är i hög grad diffusa utsläpp, vilket gör att de styrmedel som används till övrig näringsverksamhet inte anses fungera för jordbruket. Ett annat bakomliggande motiv förefaller vara att man många gånger vill undvika att påverka jordbrukets konkurrenskraft i jämförelse med andra länder.

Växtnäringsförluster och övergödning

I Nederländerna fanns fram till 2006 det uppmärksammade systemet MINAS (mineral accounting system)³¹. Systemet byggde på att balans skulle finnas mellan den växtnäring som förs in och ut från varje gård. Växtnäringsöverskott kunde godkännas, men var förenat med en avgift. Jordbrukaren avgjorde själv vilka åtgärder som skulle genomföras för att nå en viss balans³². Då delar av syste-

³⁰ Personlig kommunikation, Eau France.

³¹ För mer information se bl.a. SOU 2003:9.

³² För mer information se bl.a. SOU 2003:9.

met visade sig vara i konflikt med Nitratdirektivets bestämmelser, och det också hade höga administrativa kostnader, ersattes det med endast bindande generella miljöbestämmelser. Sedan dess har också kraven höjts, vilket gör att dagens system anses ge högre miljönytta än det förra. De administrativa kostnaderna är också betydligt lägre idag, framför allt på grund av att dagens system inte kräver lika mycket dokumentation som tidigare. Några större utvärderingar av de båda systemen, vare sig gällande miljö kvalitet eller kostnads-effektivitet, har inte gjorts.³³

Det inslag av ekonomisk styrning som finns kvar är att den rättighet som krävs för att få ha svin eller fjäderfä är köp- och säljbar. Bestämmelserna kring detta löper ut år 2015, varför man för närvarande låter en konsult se över och komma med förslag till eventuella förändringar. Då EU:s mjölkkvoter enligt planerna ska ha fasats ut samma år ingår även att studera hur rätten till att ha nötkreatur ska hanteras. I dag hindrar mjölkkvoterna den nederländska mjölksektorn från att expandera³⁴.

I Danmark tillämpas ett system med gödselräkenskaper, där varje enskilt företag utifrån sina specifika förutsättningar och en kvävenorm tilldelas en gödselkvot. Systemet beskrivs i detalj i SOU 2003:9, bilaga 3. Myndigheten Plantedirektoratet räknar fram en kvävekvot för varje enskilt företag utifrån uppgifter om bl.a. jordart, förfrukt och aktuell gröda. Kvävenormen beräknas motsvara cirka 90 procent av den kvävegiva som skulle ge optimal agronomisk skörd för danska förhållanden.

³³ Personlig kommunikation, Ministeriet för jordbruk, natur och matkvalitet (landbouw, natuur en voedselkwaliteit). Nederländerna.

³⁴ *ibid.*

Tabell 6.1 Översikt över de åtgärder som ingår i regelsystemet och vem som omfattas. (Efter SOU 2003:9.)

Vad ingår?	Vem omfattas?
Växtodlings- och gödselplan	Företag registrerade i Plantedirektoratets register för avgiftsbefrielse Företag som omfattas av reglerna om gröna marker
Gödselräkenskaper	Företag registrerade i Plantedirektoratets register för avgiftsbefrielse
Växtodlings- och gödselplan för specialgrödor	Växthusodling, plantskolor och skogsbruk
Etablera 65 procent gröna marker och 6 procent fånggrödor	Företag med över 10 hektar åkermark och med en årlig momspliktig omsättning på mer än 20 000 danska kronor
Plan för produktion och förbrukning av stallgödsel	Företag som har djur eller mottar stallgödsel
Harmonireglerna	
Sammanställning över stallgödselöverföring	Företag som mottar andra organiska gödselmedel
Beräkning av förväntat högre utbyte/avkastning	
Ett konsultutlåtande, t.ex. vid extrema väderleksförhållanden då behovet av kväve kan räknas upp	Företag som tillåts korrigera kvävenormen vid förväntat högre skörd efter konsultutlåtande vid avvikande produktionsnivå
Korrektion av kväveinnehåll i stallgödsel	
Rapport över handelsgödsel som sålts vidare	Företag som säljer handelsgödsel
Förändringar knutna till upphörande, försäljning eller arrende av hela eller delar av företag	De inblandade vid övertagande av hela eller delar av företag eller när ett företag upphör

De företag som ingår i gödselkvotsystemet behöver inte betala kväveavgiften, som 2008 uppgick till 5 DEK³⁵ per kg kväve. I princip är alla större företag registreringspliktiga. Företag som över-skrider kvävenormen kan bötläggas, även om det i praktiken är ovanligt³⁶.

³⁵ Skatter og afgifter – Oversigt 2009. Finansministeriet, Danmark.

³⁶ SOU 2003:9.

I det förslag till Grön växt (Grøn vækst) som den danska regeringen lade fram under 2009, tillkännagavs planerade ändringar av systemet. Framför allt vill man undersöka möjligheten att göra systemet mer marknadsanpassat med genom ett införande av köp- och säljbara kvoter. Ett utredningsarbete kommer därför att inledas. Utgångspunkten är en modell med handelsbara kvoter, med målet att på ett kostnadseffektivt sätt minska närsaltsbelastningen samtidigt som också växthusgasutsläppen från jordbruket reduceras. Eventuella intäkter är tänkta att återföras till jordbruket genom sänkt markskatt³⁷.

Den danska regeringens förhoppning är att den planerade förändringen ska kunna bidra till en ytterligare minskning av kväveutsläppen om 10 000 ton jämfört med nuvarande nivåer. Systemet beräknas träda i kraft 2012 och utgångspunkten är att det ska ersätta dagens kvotsystem. En förutsättning är att systemet godkänns i EU³⁸.

Det övergripande målet för hela satsningen inom Grön växt är att kväveutsläppen ska minska med totalt 19 000 ton. För att nå dit ska man, förutom att ändra kvotsystemet också genomföra ytterligare generella regleringar, t.ex. förbud mot höstbearbetning samt obligatoriskt sprut- gödsel- och bearbetningsfria kantzoner samt riktade insatser för våtmarker, extensiva betesmarker och eftergrödor. Strukturförändringar inom jordbrukssektorn, med det övergripande syftet att förbättra jordbrukssektorns konkurrens ska också genomföras³⁹.

I Frankrike finns en avgift på föroreningar till vatten, där framför allt punktutsläpp ingår. För att komma åt problemet med diffusa utsläpp från jordbruket finns dock en husdjursavgift på 3 Euro per husdjursenhet, som större gårdar måste betala. Gårdar med fler än 90 djurenheter (150 i bergsområden) är ålagda att betala, men de första 40 djurenheterna är befriade från avgiften.

Finland hade tidigare en skatt/avgift på handelsgödsel vars intäkter användes för att finansiera exportbidraget på jordbruksprodukter. I och med Finlands inträde i EU togs avgiften bort⁴⁰.

I England och Wales har man vid ett flertal tillfällen diskuterat möjligheten att införa skatter för att minska problemen med urlakning av närsalter. Hittills har man dock valt att använda reglering

³⁷ Aftale om grøn vækst, Regeringen april 2009.

³⁸ *ibid.*

³⁹ Grøn vækst. Regeringen april 2009.

⁴⁰ Personlig kommunikation, Jord- och skogsbruksministeriet.

samt frivilliga åtgärder. Landsbygdprogrammet 2007–2013 innehåller ett flertal åtgärder men det finns också flera nationellt finansierade initiativ.

Pesticider

Danmarks skatt på pesticider är en *ad valorem* skatt vars procent-sats varierar mellan tre olika grupper av medel. Skattenivåerna är 35, 25 och 3 procent och är avsevärt högre än den motsvarande svenska.⁴¹ Skatten läggs på prismärkningsvärdet exklusive mervärdesskatt. Totalt sett uppgick den danska statens intäkter för skatten till 572,1 miljoner DEK år 2008.⁴²

Ad valorem skatter tenderar att vrida konsumtionen mot produkter med lägre pris, och inte, som man skulle önska, mot produkter som är mindre farliga eller har lägre risk. I Grön växt annonserade man att man kommer lägga ett lagförslag om förändrad pesticidavgift så att avgifterna speglar hur farliga de är för miljön på ett bättre sätt⁴³. Man bereder för närvarande frågan om skattens exakta utformning.⁴⁴

I Frankrikes avgift för diffusa utsläpp ingår en pesticidavgift, som betalas av distributörer och importörer.⁴⁵

Finland har ingen pesticideskatt⁴⁶. I England och Wales har man vid ett flertal tillfällen diskuterat om en sådan borde införas, något som motiverade jordbruksnäringen och växtskyddsindustrin att lansera ett frivilligt program 2001. Det frivilliga programmet har mer än väl nått de uppsatta målen och är fortfarande igång.

6.2 Förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor (sektorsövergripande)

Naturvårdsverket har haft i uppdrag att utreda hur ett sektorsövergripande avgiftssystem för kväve och fosfor skulle kunna utformas. Kapitlet innehåller en sammanfattning av hur ett sådant avgiftssystem, som i förlängningen inkluderar utsläppshandel,

⁴¹ SOU 2003:9.

⁴² Skatter og afgifter 2009, Finansministeriet, Danmark.

⁴³ Aftale om grøn vækst 16 juni 2009.

⁴⁴ Personlig kommunikation, Finansministeriet Danmark.

⁴⁵ Incitativité de la tarification des ressources en eau en France: quelle réponse aux exigences de l'article 9 de la DCE?

⁴⁶ Personlig kommunikation, Jord- och skogsbruksministeriet.

skulle kunna utformas i syfte att minska kväve- och fosforbelastningen till Östersjön och Västerhavet på ett kostnadseffektivt sätt.⁴⁷ Avsnittet beskriver också den vidareutveckling av uppdraget som Naturvårdsverket har för närvarande och som ska slutrapporteras 1 april 2010 samt några preliminära slutsatser.

6.2.1 Sammanfattning från Naturvårdsverkets rapport⁴⁸

Belastningen av kväve och fosfor från svenska källor till havet har på senare år minskat, men återhämtningen i miljön har inte gått lika snabbt och ytterligare reduktioner krävs. Sverige har undertecknat en överenskommelse, Baltic Sea Action Plan, mellan Östersjöländerna om att kraftigt ytterligare reducera närsaltsbelastningen. Redan i dag finns en uppsjö styrmedel i syfte att få åtgärder som minskar närsaltsbelastningen (kväve och fosfor) till stånd men forskningsresultat pekar på att dagens nationella styrmedel genererat onödigt kostsamma åtgärder. Detta kan delvis förklaras av att flertalet befintliga styrmedel är sektors- eller till och med åtgärdsspecifika, vilket skapar dåliga förutsättningar för att styra mot de åtgärder som kännetecknas av låga kostnader. Flertalet befintliga styrmedel tar inte heller hänsyn till åtgärdens slutgiltiga effekt på recipienten, utan baseras på utsläppsreduktioner vid källan.

De utmaningar som politiken står inför är således åtminstone två. För det första måste ambitionsnivån höjas väsentligt för att de nya målsättningarna för bl.a. Östersjön ska uppnås. För det andra måste styrmedlen utformas så att de billigaste åtgärderna genomförs först. Förslaget till avgiftssystem hanterar båda dessa utmaningar.

Avgiftssystemet består av tre sammankopplade marknader. Genom en uppdelning av systemet i tre olika marknader kan varje marknad utformas för att uppfylla en specifikfunktion.

I ett första steg på avgiftsmarknaden regleras utsläppskällor genom bindande lagkrav. Lagkraven innebär att de reglerade källorna utan avgift tillåts släppa ut en viss mängd närsalter, fastställd genom ett utsläppstak, men att de för eventuella utsläpp som överskrider utsläppstaket kan välja mellan att antingen genomföra egna åtgärder för att minska utsläppen eller betala en avgift som ger en rättighet att belasta recipienten med en viss mängd under en bestämd tidsperiod, en s.k. belastningsrätt.

Aktörerna på avgiftsmarknaden utgörs av en reglerande myndighet och reglerade utsläppskällor som via myndigheten kan finansiera kompensatoriska åtgärder. På åtgärdsmarknaden tecknar den reglerande

⁴⁷ Regeringsuppdrag nr 24 om avgiftssystem för vattenkvalitet i Naturvårdsverkets regleringsbrev för 2007. Arbetet har utförts av Naturvårdsverket på uppdrag av regeringen samt efter samråd med vattenmyndigheterna för Västerhavet, Södra Östersjön och Norra Östersjön.

⁴⁸ Naturvårdsverket 2008. Förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor, Rapport 5913.

myndigheten kontrakt med utförare av kompensatoriska åtgärder, dvs. åtgärder som kompenserar för den del av utsläppen på avgiftsmarknaden som överskrider de individuella utsläppstaken. Dessa åtgärder genomförs av aktörer mot en ersättning som i efterhand finansieras av avgifterna på avgiftsmarknaden. De ersättningar som betalas ut på åtgärdsmarknaden är alltså styrande för avgiftsnivån på avgiftsmarknaden.

När de två första marknaderna har etablerats kan dessutom en andrahands marknad upprättas för handel med belastningsrättigheter. På denna marknad kan belastningsrätter köpas och säljas mellan aktörer istället för att transaktionerna sker genom myndighetens försorg. Syftet med denna marknad är att öka kostnadseffektiviteten och flexibiliteten.

Den reglerande myndigheten är en central aktör i systemet och kan liknas vid en mäklare: den sköter kontakten med avgiftsbetalare på avgiftsmarknaden och ser till att inbetalda avgifter finansierar kompensatoriska åtgärder. På detta sätt minskas de transaktionskostnader som varit ett hinder när traditionell utsläppshandel använts för att minska närsaltsbelastningen från punktkällor såväl som diffusa källor.

Det föreslagna avgiftssystemet väntas medföra en ökning i transaktionskostnader relativt dagens system, men i övrigt bedöms förslaget medföra väsentliga förbättringar med avseende på kostnadseffektivitet, måluppfyllelse, dynamisk effektivitet, samt möjligheten att hantera osäkerheter och fördelningsaspekter.

Det har i pågående arbete inte varit möjligt att hantera alla de aspekter som omgärdar förslaget på sådan detaljnivå att förslaget är färdigt att sjösättas. Ytterligare utredningsbehov finns på ett antal områden.

Naturvårdsverket föreslog en fortsättning på uppdraget i form av dels fördjupad analys (2009–2010) och dels praktisk tillämpning/test i ett pilotområde (2010–2012). Syftet var att ta fram ett förslag som skulle vara så utförligt att det kunde hanteras i den politiska processen.

6.2.2 Fortsättningen på uppdraget om avgiftssystem för kväve och fosfor

Det blev i enlighet med Naturvårdsverkets förslag en fortsättning på uppdraget. Den centrala utgångspunkten för det nya uppdraget är de frågor som identifierats under genomförandet av det tidigare uppdraget. Naturvårdsverket ska utreda vilka rättsliga frågor som berörs och ge förslag på hur dessa bör hanteras för att uppnå ett fungerande avgiftssystem. Med hjälp av denna studie ska även

transaktionskostnader bedömas som kommer att följa med det föreslagna systemet. I utredningen ingår också att belysa om ett system för avgifter bör vara likformigt för hela landet eller om de ska vara anpassade till respektive område. I övrigt ska de frågor som verket anser relevanta utredas för att därefter kunna testa tillämpningen i ett avgränsat område. Inriktningen av genomförandet av uppdraget ska stämmas av med utredningen om styrmedel för en bättre vattenkvalitet (det vill säga denna utredning, Vattenprisutredningen). Uppdraget ska genomföras i samråd med Jordbruksverket i de delar där jordbruket berörs och redovisas senast den 1 april 2010.

Det finns även en koppling till havsmiljöpropositionen⁴⁹ där det bland annat står: ”Ett avgiftssystem för fosfor och kväveföreningar bör testas i ett utvalt avrinningsområde genom ett pilotprojekt.” Naturvårdsverkets uppgift är, som beskrevs ovan, att reda ut frågor kopplade till avgiftssystemet så att det blir så konkret att det kan testas i ett pilotprojekt (dvs. att man testat systemet i ett avgränsat geografiskt område). Det ingår däremot inte i Naturvårdsverkets uppdrag att genomföra pilotstudien, men däremot att förbereda för den (t.ex. att hitta någon som vill ansvara för studien, bestämma var den ska genomföras etc.)

Naturvårdsverkets förra uppdrag visade att avgiftssystemet har potential att minska kväve- och fosforbelastningen till havet på ett kostnadseffektivt sätt. I det nu pågående uppdraget ska Naturvårdsverket beskriva hur avgiftssystemet rent praktiskt kan utformas med hänsyn till bl.a. juridiska, naturvetenskapliga och ekonomiska aspekter. Beroende på vilka vägval som görs i olika frågor krävs olika stora anpassningar i avgiftssystemet eller i juridiska, naturvetenskapliga eller ekonomiska förutsättningar. Anpassningarna påverkar i olika grad avgiftssystemets kostnadseffektivitet.

Naturvårdsverket genomför inom ramen för nuvarande uppdrag en pilotstudie som består av ett ekonomiskt experiment där omvänd auktionering som upphandlingsmetod testas, ett pedagogiskt exempel på hur avgiftssystemet rent teoretiskt skulle kunna fungera i ett avrinningsområde samt fortsatt utredning av bl.a. de juridiska och naturvetenskapliga förutsättningarna. Naturvårdsverket bedömde att en test av avgiftssystemet i ett geografiskt avgränsat område inte är möjligt att genomföra innan bl.a. juridiska förutsättningar är väl utredda. En mängd rättsliga aspekter måste

⁴⁹ En sammanhållen svensk havspolitik (prop. 2008/09:170).

hanteras för att det ska vara möjligt att implementera ett avgiftssystem. Det faktum att det skulle handla om en test av systemet i ett geografiskt begränsat område under en avgränsad tid förändrar inte den bilden. En sådan test är därför inte det som bäst kan bidra till att svara på de frågor som identifierades i det förra uppdraget.

Naturvårdsverket har låtit göra en utredning om de juridiska förutsättningarna för avgiftssystemet och vilka förändringar som kan behövas.⁵⁰ Den samlade bedömningen är att det finns rättsliga förutsättningar för att inrätta ett avgiftssystem för att reducera belastningen av kväve och fosfor på havet men att det inte är enkelt att infoga avgiftssystemet, såsom det har skissats av Naturvårdsverket, inom gällande konstitutionella, EG-rättsliga och miljörättsliga ramar. Det är en mängd aspekter som måste beaktas och hanteras för att det ska vara möjligt att genomföra systemet. I utredningen belyses många aspekter men utredarna framhåller att den inte är uttömmande och att de inte hunnit beakta vissa närliggande rättsfrågor.

Naturvårdsverkets avgiftssystem är i huvudsak att betrakta som ett marknadsbaserat styrmedel eftersom det medger och förutsätter ett visst mått av flexibilitet i regleringen av berörda verksamheter. Miljöbalken utgör i huvudsak en direkt reglering som inte medger något nämnvärt utrymme för flexibilitet i regleringen av berörda verksamheter. Redan detta indikerar enligt rättsutredningen att avgiftssystemet är svårt att infoga i miljöbalken i dess nuvarande utformning. Det finns enligt gällande regelverk inga möjligheter att införa en möjlighet att välja att erlagga en avgift i stället för att vidta utsläppsreducerande avgifter.

De verksamheter som skulle beröras av avgiftssystemet (industri, avloppsreningsverk, enskilda avlopp och jordbruk) är till viss del tillståndspliktig verksamhet enligt miljöbalken eller regleras via generella föreskrifter. Flertalet av dessa verksamheter har villkor för utsläpp av näringsämnen till vatten. Dessa villkor gäller mot alla. Utsläpp utöver vad som medges i tillstånd och villkor kräver ändringar av svensk författning och kanske också av gällande direktiv, t.ex. IPPC-direktivet, avloppsdirektivet och nitratdirektivet. I rättsutredningen pekas bland annat detta ut som ett problem i förhållande till den flexibilitet som avgiftssystemet bygger på. Ett alternativ kan vara att begränsa verksamhets-

⁵⁰ Rättsliga förutsättningar för ett avgiftssystem för minskad övergödning samt övergripande förslag till reglering. Promemoria från Fröberg & Lundholm Advokatbyrå, upprättad av Mikael Hägglöf och Camilla Huseby Becker, maj 2009.

utövarnas möjlighet att utnyttja den flexibilitet som avgiften medger till den nivå som nu gällande miljöregleringar (tillståndsvillkor och generella föreskrifter m.m.) tillåter, dvs. ett avgiftssystem utan frikoppling från miljöbalkens hänsynsregler. En frikoppling är enligt Rättsutredningen för övrigt inte möjlig för verksamheter som omfattas av IPPC-direktivet och relativt svår att genomföra för verksamheter som omfattas av avloppsdirektivet och nitratdirektivet. Om man inte frikopplar verksamheter från miljöbalkens hänsynsregler, kan de sistnämnda och de tillstånd, förelägganden och föreskrifter som meddelats för att konkretisera dessa utgöra en garant mot försämring av vattenmiljön. En mer omfattande frikoppling av berörda verksamheters utsläpp kräver ändringar av berörda EG-direktiv.

6.2.3 Preliminära slutsatser från Naturvårdsverkets uppdrag

Naturvårdsverkets uppdrag ska redovisas en månad senare än Vattenprisutredningens uppdrag, den 1 april 2010. I skrivelse från Naturvårdsverket⁵¹ den 2 februari 2010 har Vattenprisutredningen kortfattat fått ta del av vad Naturvårdsverket så långt kommit fram till.

Av skrivelsen framgår att avgiftssystemet efter vissa anpassningar har potential att minska belastningen av kväve och fosfor till havet på ett mer kostnadseffektivt sätt än vad som skulle kunna ske med dagens styrmedel. Möjligheterna att åstadkomma några väsentliga kostnadseffektivitetsvinster på kort sikt minskar dock radikalt om man parallellt med implementering av avgiftssystemet inför generella skärpningar av utsläppskraven på verksamheter som är tänkta att regleras i avgiftssystemet.

Naturvårdsverket pekar på att det inte är effektiv användning av resurser att utveckla och implementera ett nytt styrmedel som endast har potential att vara effektivt under några få år och förordar fortsatt utredning av avgiftssystemet om det finns en politisk vilja att fatta beslut som skapar förutsättningar för att avgiftssystemet kan vara ett kostnadseffektivt styrmedel som bidrar till väsentliga utsläppsreduktioner även på längre sikt. Det måste enligt Naturvårdsverket bl.a. finnas en politisk vilja att:

⁵¹ Avgiftssystem för minskade utsläpp av kväve och fosfor, skrivelse från Naturvårdsverket till Vattenpriskommittén 2010-02-02, NV:s Dnr 631-191-09.

- inte tillåta fortsatt skärpning av villkoren för utsläpp kväve och fosfor till vatten i den integrerade tillståndsprövningen för de verksamheter som regleras i avgiftssystemet
- ta bort eller anpassa befintliga bidragssystem som konkurrerar med avgiftssystemets anskaffning av kompensatoriska åtgärder
- precisera rättsverkan för miljö kvalitetsnormerna för vatten så att det blir tydligt vad det innebär att avgiftssystemet ska beakta dessa.

Om avgiftssystemet ska förbli ett nationellt system och även på längre sikt kunna bidra till väsentliga utsläppsreduktioner måste det också finnas en politisk vilja att förse diffusa källor med utsläppstak. Ett alternativ skulle enligt Naturvårdsverket kunna vara att utveckla ett internationellt avgiftssystem där endast punktkällor förses med utsläppstak.

En grundläggande politisk fråga att ta ställning till enligt Naturvårdsverket är om regleringar är det sätt på vilket man i framtiden vill åstadkomma minskad närsaltsbelastning på havet eller om man vill övergå till mer marknadsbaserade styrmedel som avgiftssystemet är ett exempel på.

6.3 Konsekvenser för skogsbruket med anledning av vattendirektivets införande

Skogsstyrelsen fick våren 2008 i uppdrag av regeringen att utreda konsekvenser för skogsbruket med anledning av vattendirektivets införande. Uppdraget ska redovisas den 31 mars 2010. Beskrivningen nedan bygger på information från Skogsstyrelsen.⁵²

Ramdirektivet för vatten medför ett behov av ökad kunskap om olika skogliga åtgärders påverkan på vattenkvaliteten. I regeringsuppdraget ingår att analysera behovet av och lämna förslag på förändringar av lagar eller andra styrmedel som berör skogsbruket och som behövs med anledning av EG:s ramdirektiv för vatten. En revidering av skogsvårdslagens hänsynsparagraf (30 §) är ett sätt att tydliggöra det behov som regeringen ser av en förbättrad hänsyn till vattenvårdens intressen. I uppdraget ingår även att bedöma vilka

⁵² Kortfattad beskrivning av befintliga styrmedel för vattentjänster i skogen, PM från Skogsstyrelsen 2010-01-21, Elisabeth Andersson.

konsekvenser som de föreslagna förändringarna kan komma att få för skogsbruket.

I föreskrifterna till 30 § skogsvårdslagen saknas för närvarande vattenkvalitet som en faktor att ta hänsyn till vid utförande av skogsbruksåtgärder. Därför arbetar Skogsstyrelsen med ett antal förslag på omformuleringar i föreskrifter och allmänna råd till 30 § skogsvårdslagen. Exempelvis finns i dagsläget inga allmänna råd till föreskriften om skyddszoner.

Under 2010 kommer Skogsstyrelsen att påbörja en revidering av hela 30 § skogsvårdslagen och de förslag som förs fram i regeringsuppdraget om vattendirektivet får arbetas vidare med inom ramen för den processen.

Skogsstyrelsens arbetssätt är i första hand inriktat på dialog och förebyggande åtgärder. Såväl styrelsen som skogsnäringen arbetar också med förslag till förändringar eller omprioriteringar av andra styrmedel. Det kan till exempel handla om förändringar av planeringsunderlag, förbättrad kommunikation mellan olika led, investeringar i tekniska hjälpmedel, informations- och utbildningskampanjer. Det rör också möjligheterna att använda programmet för natur- och kulturvårdsåtgärder i skogen, landsbygdsprogrammet och naturvårdsavtal/fastighetsavtal i skoglig vattenmiljösammanhang i större utsträckning. Inventering/uppföljning är också områden som behöver utvecklas, särskilt där en koppling kan göras mellan utförda skogsbruksåtgärder och vattenkvalitet. Utvecklingspotential finns även i skogsbruksplaner, där vattenaspekten skulle kunna vägas in.

Enligt vad Vattenprisutredningen underhand erfarit kommer Skogsstyrelsen i sin rapport med anledning av regeringsuppdraget att understryka att en förutsättning för att uppfylla kraven enligt vattenförvaltningen och nå resultat i skogslandskapet vatten är att det finns resurser för att arbeta med frågorna. För närvarande bedöms resurserna vara otillräckliga.

6.4 Skiss till ett avgiftssystem för fosfor- och kväveutsläpp från va-sektorn (branschspecifikt)

Branschvisa styrmedel har enligt Svenskt Vatten betydligt större möjlighet att vara och uppfattas som tydliga, transparenta och rättvisa än system där resurser ska överföras mellan olika branscher. Sådana branschvisa styrmedel kan enligt Svenskt vatten

innebära exempelvis stora utbildningsinsatser, större utvecklings-satsningar inom en bransch eller avgifter för utsläppt mängd av fosfor och kväve.

När det gäller punktkällor är det enligt Svenskt Vatten ett viktigt incitament för verksamheterna att man kan få intäkter om man tillhör de punktkällor som släpper ut mindre än genomsnittet i sin bransch. Sådana system finns det erfarenhet av i Sverige genom det så kallade NO_x-systemet. Svenskt Vattens förslag innebär att varje bransch utvecklar ett eget system anpassat till sina förutsättningar. Nedan beskrivs förslaget från Svenskt Vatten. Texten är återgiven i sin helhet.

En idé som bör utvärderas är idén om ett branschvist avgiftssystem för va-sektorn – en idéskiss enligt modell ”NO_x-systemet”. Lagen om miljöavgift på utsläpp av kväveoxider (NO_x) vid energiproduktion trädde i kraft den 1 januari 1992. Enligt lagen ska avgift betalas för utsläpp av kväveoxider från pannor, stationära förbränningsmotorer och gasturbiner med en uppmätt nyttiggjord energiproduktion av minst 25 gigawattimmar per år. Den sammanlagda miljöavgiften återbetalas till de avgiftsskyldiga i proportion till varje produktionsenhets andel av den sammanlagda nyttiggjorda energiproduktionen. Tanken är alltså att låga utsläpp i förhållande till energiproduktionen ska löna sig. Det specifika utsläppet vid de avgiftspliktiga anläggningarna har minskat med mer än 40 procent sedan avgiften infördes.⁵³

Principiell uppbyggnad av ett avgiftssystem för att minska fosfor- och kväveutsläpp från va-sektorn:

- Avgiftssystemet för att minska utsläpp av kväve och fosfor från reningsverken bör bygga på att en avgift tas ut per kg utsläppt kväve (för att minska på energi, eventuellt enbart ammoniumkväve) och fosfor. För de reningsverk som mynnar ut i Bottenviken och Bottenhavet tas det bara ut en avgift för totalfosfor då kväveutsläpp ej ger någon övergödning i dessa vattendrag eller havsområden. Avgiftsnivån kan även variera i andra delar av landet beroende på den regionala betydelsen av fosfor- och kväverening.
- Pengar betalas sedan tillbaka från avgiftssystemet till reningsverken beräknat på hur många personer som är anslutna till reningsverken. Med denna konstruktion gynnas de reningsverk som tar bort mest fosfor och kväve per ansluten person - dvs. de reningsverk som är mest effektiva. Systemet innebär vidare incitament att fortsätta satsa på rening och insatser som får stor effekt gynnas.
- För att få en nära koppling kan avgiftssystemet administreras regionalt av respektive vattenmyndighet. Avgiftssystemet ska täcka sina egna administrativa kostnader. För det svenska NO_x-systemet

⁵³ Naturvårdsverkets rapport nr 5335 ”Kväveoxidavgiften – ett effektivt styrmedel”.

har de administrativa kostnaderna uppgått till 0,7 procent av avgiftssystemets omsättning.

- Ett pilotområde bör utses av Regeringen i ett av vattendistrikten i södra Sverige för att där införa och under utvärdera ett branschvist avgiftssystem för va-verken.

6.5 Analys och slutsatser – Sverige kan lära en del från andra länder

Från arbetet med den internationella utblicken kan man konstatera att ekonomiska styrmedel förekommer på vattenområdet i andra länder.

Administrationen av va-sektorn varierar mellan länderna men gemensamt är att kostnadstäckningen, precis som i Sverige, är fullständig eller mycket nära fullständig. Detta till trots ser man över systemen, bland annat i England och Wales. I två av de studerade länderna, Nederländerna och Danmark, finns skatter som syftar till att påverka hushållens och industriernas konsumtion av dricksvatten samt generering av avloppsvatten. Utredningen har inte lyckats hitta någon helt tillförlitlig analys av skatternas effektivitet eller måloppfyllelse. En intuitiv slutsats är dock att i och med att skattesatserna sätts nationellt är det troligt att deras träffsäkerhet är relativt låg. Detta eftersom problemen torde vara av lokal karaktär. I Frankrike finns ett antal avgifter och skatter, men det huvudsakliga syftet med dessa tycks vara att finansiera åtgärder inom åtgärdsprogrammen i enlighet med principen ”vatten betalar för vatten”.

Avgifts- och skattestrukturerna för industrin är svåra att överblicka, delvis på grund av att avtal ofta upprättas mellan företag och va-verken. Större företag får ibland skattefördelar och/eller lägre avgifter, samtidigt som det motsatta också händer i och med att små företag kan vara undantagna från gällande normer. En intressant princip, som tillämpas i olika former i England och Wales samt Nederländerna är att företag kan avgiftsbeläggas med fler variabler än bara uppmätt konsumtion när avloppsvatten renas av allmänt va-verk. Systemet täcker kostnaderna för avloppsreningen men bör också skapa incitament och förbättra förutsättningarna för kostnadseffektivitet vad gäller reningsåtgärder på plats.

Jordbruket har alltså få inslag av ekonomiska styrmedel frånsett från subventioner. Den danska satsningen – Grön växt – innehåller dock två intressanta inslag av ekonomiska styrmedel. Det första är att man kommer att utreda möjligheten att göra gödselräkenskapssystemets gödselkvoter köp- och säljbara. Sverige saknar såväl gödselräkenskapssystem som den bakomliggande datainsamling och administration som ett sådant system kräver. Det intressanta i satsningen, för svensk del, torde vara att man använder befintliga ramverk och tillför en dimension av ekonomiska styrmedel till dessa.

Ett annat exempel från Danmarks satsning Grön växt som berör ekonomiska styrmedel är att man för närvarande bereder en förändring av pesticidskatten så att det bättre vrider konsumtionen mot lågriskprodukter. Det torde vara av intresse för svensk del att följa utvecklingen.

Naturvårdsverkets sektorsövergripande avgiftssystem kommenteras i sitt sammanhang i kapitel 7. Avseende Svenskt Vattens skiss till ett branschspecifikt avgiftssystem kan konstateras att kostnadseffektiviteten totalt sett blir lägre än med Naturvårdsverkets förslag, samt att återbetalningsdelen i förslaget inte behövs för att uppnå kostnadseffektivitet. Det är också oklart vilka fler branscher som skulle kunna omfattas av liknande, egna, system.

7 En prispolitik för användning av vatten

Sverige uppfyller, enligt analysen i kapitel 3, de krav på en prispolitik som ställs i ramdirektivet för vatten. Samtidigt uppnås inte god vattenstatus vilket, tillsammans med att bl.a. målen om kostnadseffektivitet och principen om att förorenaren ska betala¹ kan anses relevanta även för annan användning av vatten än vattentjänster, leder till slutsatsen att möjligheterna till en mer omfattande användning av prispolitik bör undersökas. I detta kapitel diskuteras prispolitik utifrån miljöekonomiska utgångspunkter. Notera att detta skiljer sig från den juridiska tolkningen av innebörden i artikel 9.

I Vattenprisutredningens uppdrag ingår att kartlägga och analysera Sveriges nuvarande prispolitik för både *vattentjänster* och *vattenanvändning*. Då vattenanvändning, åtminstone enligt definitionen i ramdirektivet, är ett vidare begrepp än vattentjänster har utredningen tolkat denna del av uppdraget så att det avser all, i vid bemärkelse, användning av vatten. Som framgått av kapitel 5 är det viktigt att alla möjliga sätt att använda vatten beaktas i en analys av vilket eller vilka sätt att använda resursen som är det mest önskvärda ur samhällets perspektiv.

7.1 Inledning

Principiellt kan en prispolitiks räckvidd, dvs. vilka verksamheter som kan omfattas, delas in i tre nivåer. I praktiken kan gränserna för politikens omfattning dras var som helst, exempelvis så att storlek eller geografisk placering avgör vilka verksamheter som ska omfattas. Den generella indelning som återges i tabell 7.1 har valts för att illustrera och tydliggöra skillnaden mellan analysen i detta

¹ PPP.

kapitel och analysen i kapitel 3. Utgångspunkten i detta kapitel är att en prispolitik för vatten i princip inte kan utesluta någon typ av vattenanvändning på förhand. Som den fortsatta analysen visar kan dock en prispolitik visa sig vara överflödigt i vissa fall; exempelvis om en effektiv användning uppnås utan politik eller om någon annan form av politik på ett bättre sätt leder till de uppsatta målen.

Ett kriterium för bedömning av prispolitik är, som redovisats i kapitel 5 principen om att förorenaren ska betala, PPP. I kapitel 3 har uppfyllandet av artikel 9 bedömts utifrån en möjlig tolkning av denna princip, nämligen att innebörden är att förorenaren ska betala för *åtgärds* kostnaden. En annan tolkning av PPP är att förorenaren dessutom bör betala för de miljökostnader som kvarvarande utsläpp ger upphov till. De två principiella tolkningarna av PPP illustreras av raderna A respektive B i tabellen nedan. Som analysen i detta kapitel kommer att visa så är betalningsansvaret i grunden en fråga om hur rättigheter fördelas och i princip skulle dessa, och därmed betalningsansvaret, kunna fördelas hur som helst mellan förorenare och andra användare av vattnet. A och B i tabellen ska därför inte tolkas som de enda möjliga sätten att fördela betalningsansvar, utan illustrerar de två vanligaste sätten att tolka PPP.

Tabell 7.1 Principiella utgångspunkter för utformningen av en prispolitik. Politiken kan ha som ambition att omfatta fler eller färre sätt att använda vatten (1, 2 eller 3) och kan grundas på olika tolkningar av PPP (A eller B).

Prispolitikens räckvidd • Innebörd av PPP •	1. Prispolitiken omfattar endast vattentjänster och de kostnader dessa ger upphov till	2. Prispolitiken omfattar vattentjänster samt den vattenanvändning som åsamkar vattentjänsterna kostnader	3. Prispolitiken omfattar all vattenanvändning
A. Förorenaren betalar endast för reduktionskostnader	1A	2A	3A
B. Förorenaren betalar såväl för reduktionskostnader som för miljökostnader för kvarstående utsläpp	1B	2B	3B

Det är viktigt att komma ihåg att olika tolkningar är möjliga och att en viss tolkning knappast kan sägas vara den enda korrekta. Vägledande för tolkningarna som presenteras i detta kapitel är en, i viss bemärkelse, välvillig tolkning av kraven som ställs såväl i ramdirektivet som i svensk miljöpolitik. Detta innebär att begrepp, så långt möjligt, tolkas så att de får någon verklig innebörd i förhållande till varandra och så att de inte är principiellt motsägelsefulla. Detta hindrar inte att det i praktiken, vid utformning av politik, kan uppstå motsättningar mellan olika mål.

Utifrån de fördjupade diskussionerna om de centrala målen (uppfyllande av miljömålet, kostnadseffektivitet, PPP och kostnadstäckning) för en vattenprispolitik skisseras några möjliga principiella sätt att öka graden av prispolitik i svensk vattenpolitik. En viktig slutsats är att för att en prispolitik verkligen ska leda till en mer kostnadseffektiv kombination av åtgärder så måste det finnas utrymme för aktörerna att ändra sin vattenanvändning utifrån en avvägning mellan priset för vattenanvändning och kostnaderna för åtgärder. Om graden av flexibilitet minskas genom kvantitativa regleringar utnyttjas inte den potential till kostnadseffektivitet som är ett av argumenten för en prispolitik fullt ut. Det finns ibland mycket goda skäl för kvantitativa regleringar men om man vill utnyttja prispolitik och de incitament en sådan kan ge till kostnadseffektiva kombinationer av åtgärder måste man vara restriktiv såväl med införande av nya regleringar som med skärpningar av kvantitativ formulerade krav.

7.2 Varför en prispolitik för vatten – en sammanfattande inledning av ett vidare perspektiv på prispolitik

En rimlig tolkning av de övergripande målen i ramdirektivet för vatten är att målet en god vattenstatus bör nås till så låga kostnader som möjligt samt så att principerna om kostnadstäckning och att förorenaren betalar beaktas. Dessa principer stämmer väl överens med intentionerna i svensk miljöpolitik, möjligen med reservation för kostnadstäckning som inte explicit uttrycks som ett mål. I detta inledande avsnitt av kapitel 7 sammanfattas den miljöekonomiskt grundade tolkningen av syftena med en prispolitik samt innebörden av kraven på *effektivitet/kostnadseffektivitet*, *kostnadstäckning* och *PPP*. Det bör återigen noteras att begreppet prispolitik i

detta kapitel har en vidare betydelse än vad som är fallet i artikel 9 i ramdirektivet för vatten.

7.2.1 Fokus på prispolitik – inte för att sådan alltid är bäst men för att det kan finnas outnyttjad potential

Prispolitik är ett medel för att styra vattenanvändningen och rimligen inte något mål i sig². Bakom förespråkandet av en vattenprispolitik finns en rad andra målsättningar vilka i bästa fall skulle kunna uppfyllas av en väl utformad prispolitik. I vissa fall skulle någon annan form av politik uppfylla dessa mål på ett bättre sätt. Varför pekas då just prispolitik ut, såväl i ramdirektivet för vatten som i denna utrednings direktiv, som en önskvärd form av politik? Man skulle kunna pekat ut någon annan form av styrning, eller avstått från att peka ut *hur* styrningen bör göras, och istället framhållit att ”ingenting hindrar att prispolitik används”. Ett skäl skulle kunna vara att det finns såväl teoretiska analyser som faktiska erfarenheter av att styrning via priser kan leda till önskvärda effekter³. Ett annat, kompletterande, skäl skulle kunna vara att det finns ett motstånd, mer eller mindre välgrundat, mot att ens utreda möjligheten att använda prispolitik och att det därför är särskilt viktigt att åtminstone överväga att öka graden av prispolitik. Oavsett vad som ligger bakom utpekandet av prispolitik som ett viktigt styrinstrument så är utredningens tolkning att det är just möjligheten att öka användningen av en prispolitik som i första hand bör utredas och övervägas. Om målen, såväl i ramdirektivet för vatten som andra mål, kan nås på ett bättre sätt med annan politik så finns det inget absolut krav på prispolitik vare sig i ramdirektivet för vatten eller i utredningsdirektiven. Man kan dock tolka utpekandet av just prispolitik som att användandet av någon annan politik måste motiveras.

² Enligt ramdirektivet för vatten kan undantag från kravet på prispolitik göras om målet kan uppnås på annat sätt.

³ Det är samtidigt uppenbart att även insikten om att styrning via priser kan medföra oönskade effekter är beaktad i ramdirektivet för vatten.

7.2.2 Förhållandet mellan de bakomliggande målen effektivitet/kostnadseffektivitet, kostnadstäckning och PPP

Vad är innebörden av de olika bakomliggande målsättningarna effektivitet/kostnadseffektivitet, kostnadstäckning och PPP och hur förhåller sig dessa till varandra? Begreppen kan tolkas ur olika perspektiv och det kan knappast hävdas att en viss tolkning skulle vara den enda rätta tolkningen. I detta kapitel är alltså utgångspunkten bland annat miljöekonomisk teori. Vidare görs tolkningarna med utgångspunkten att begreppen, när de används för att beskriva politiska målsättningar, *har* en innebörd, och att betydelsen är rimlig i relation till hur begreppen används i andra sammanhang, exempelvis i miljöekonomisk teori. Vidare utgår analysen från att begreppen för att vara meningsfulla ska komplettera varandra, genom att varje begrepp tillför någonting utöver innebörden av de andra, samt att innebörden bör ligga i linje med de bakomliggande syftena i såväl ramdirektivet för vatten som svensk miljöpolitik.

Effektivitet kan tolkas som samhällsekonomisk effektivitet och innebär att resurser ska användas på bästa tänkbara sätt så att mänskliga önskemål och behov, över tiden, tillfredsställs så långt möjligt. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv innebär detta en användning där det inte är möjligt att ändra användningen utan att någon skulle uppleva det som en försämring. De som skulle tjäna på förändringen skulle alltså inte tjäna tillräckligt mycket för att kunna kompensera förlorarna. När det gäller användningen av vatten så måste alltså nyttan av den verksamhet som genom sin användning av vatten påverkar dess status vägas mot miljökostnaden. Ur effektivitetssynpunkt behöver det alltså inte vara ett mål att miljökostnaden ska vara noll. Om det finns en samhällsekonomisk kostnad förknippad med minskade utsläpp, exempelvis i form av minskad produktion, leder en avvägning ofta till att en viss miljökostnad bör accepteras eftersom det annars skulle medföra en ännu högre kostnad för samhället.

Att *kostnadseffektivitet* ibland anges som ett alternativ till målsättningen effektivitet kan förklaras med att effektivitet kräver att värdet av alla effekter jämförs med varandra och att en avvägning görs utifrån detta. Om vissa värden inte kan, eller bör, jämföras med andra värden kan samhällets mål i stället formuleras som att exempelvis ett kvalitetsmål ska nås till lägsta möjliga kostnad.

Eftersom exempelvis målen för vattenstatus i ramdirektivet för vatten är formulerade i termer av en viss kvalitet (och inte som att värdet av en god vattenkvalitet ska vägas mot kostnaderna för att uppnå denna⁴) så är *kostnadseffektivitet* ofta det relevanta samhälls-ekonomiska målet.

Effektivitet respektive kostnadseffektivitet skulle i princip kunna uppnås genom en från myndigheterna planerad och föreskriven användning av alla resurser. Detta skulle dock kräva att myndigheterna hade information om värderingar hos alla konsumenter och om kostnader hos alla producenter. Genom decentraliserat beslutsfattande på marknader kan istället priser signalera värden och kostnader så att en effektiv användning av resurserna uppnås. För att marknadslösningar verkligen ska leda till en effektiv användning av *alla* resurser krävs det dock att alla resurser har ett pris som motsvarar marginalkostnaden av att använda dem. Om en viss resurs, trots att den är begränsad, skulle kunna användas fritt finns det en risk för att den används på ett sätt där nyttan av användningen är lägre än nyttan av att använda resursen på ett alternativt sätt. Effektivitet kan därmed uppnås om all resursanvändning innebär att användningen medför att användaren upplever och beaktar en *marginalkostnad som motsvarar den samhällsekonomiska marginalkostnaden* av resursanvändningen.

Hade det då inte räckt att kräva att prispolitiken leder till effektiv vattenanvändning eller till att vattenkvalitetsmål nås på ett kostnadseffektivt sätt? Tillför kravet på *kostnadstäckning* någonting extra utöver ett krav på priser som leder till effektivitet/kostnadseffektivitet? För det första kan det noteras att man gjort en, möjligen överflödigt precisering av vilka kostnader som ska täckas (finansiella kostnader samt resurs- och miljökostnader). Detta får tolkas just som en precisering eftersom det i sak inte tillför någonting utöver vad ett krav på att de samhällsekonomiska kostnaderna ska täckas innebär. Men vad innebär kravet på *kostnadstäckning* utöver ett krav på priser som motsvarar marginalkostnader? I många fall tillför kravet på kostnadstäckning ingenting jämfört med kravet på effektiva priser. Men, det finns undantag från detta. I de fall där marginalkostnaden är sjunkande och/eller där de fasta kostnaderna är höga så kan effektiva priser innebära att intäkterna som de effektiva priserna ger inte räcker för att täcka de totala

⁴ I princip finns det ett visst utrymme för en sådan typ av avvägning genom att samma krav inte ställs på vattenförekomster som är definierade som kraftigt modifierade, och där kostnaderna för att uppnå god status därmed är ”för” höga i relation till nyttan.

kostnaderna. Ett krav på kostnadstäckning tillför därmed någonting utöver kravet på effektiva priser; prispolitiken ska utformas så att användarna också bidrar till att täcka totalkostnaderna.

Kravet på kostnadstäckning innefattar ju ett, som också förtydligats explicit, krav på att miljökostnaderna ska täckas. Dessutom finns också ett krav på att PPP, principen om att förorenaren ska betala, ska beaktas. Eftersom det redan finns ett krav på att miljökostnader och finansiella kostnader (det senare innefattar exempelvis kostnader för reningsutrustning) ska täckas så måste kravet på PPP innebära någonting därutöver.

För att förstå vad PPP-kravet tillför måste man först notera att kostnader kan bäras av en aktör på två sätt; genom en utgift för att förvärva någonting man inte har rättighet till eller som en utebliven intäkt när man avstår från att sälja någonting man har rättighet till. Kraven på effektivitet och kostnadstäckning säger inte någonting om på vilket av dessa sätt som kostnader i allmänhet ska bäras av en användare. PPP är dock en princip för hur rättigheter bör vara fördelade. Enligt tolkning B (se exempelvis tabell 7.1) innebär PPP att det är "miljökonsumenter" som har rätt till en opåverkad miljö och därmed att ingen har någon rättighet att förorena miljön. Utifrån denna rättighetsfördelning kan föroreningar accepteras *om förorenaren betalar för dem*. Med denna tolkning av PPP tillförs någonting utöver kravet på kostnadstäckning eftersom innebörden är att den som förorenar ska stå för miljökostnaden genom att denne betalar, genom en utgift, för utsläppen. Kravet på effektivitet/kostnadseffektivitet skulle kunna uppfyllas om förorenaren har en alternativkostnad, i form av en utebliven betalning för minskade utsläpp, men med ett krav på PPP preciseras att en sådan lösning *inte* är önskvärd. Skälet är alltså inte effektivitet utan en princip för vilken *fördelning* av kostnader som anses önskvärd.

Utifrån de bakomliggande målsättningarna, tolkade enligt ovan, dras slutsatsen att prispolitik har potential att uppfylla vissa av målsättningarna på ett bättre sätt än styrning via kvantitativa regleringar. Mot styrning med prispolitik talar bland annat osäkerheten när det gäller att uppnå utsläppsmål; i regel har inte myndigheter kunskap om vilket pris som krävs för att nå det uppsatta utsläppsmålet. Detta problem kan dock delvis hanteras exempelvis genom att priserna sätts via ett handelssystem med överlåtelsebara utsläppsrätter, genom att utsläppsskatter kombineras med individuella gränser för utsläpp eller genom att myndigheterna provar sig fram vad det gäller nivån på en utsläppsskatt. En annan potentiell

nackdel med en prispolitik relativt kvantitativa regleringar är att de administrativa kostnaderna kan bli högre. Dessa kostnader ska naturligtvis beaktas och det kan finnas fall när de är högre än de sänkningar av åtgärds-kostnader som en kostnadseffektiv kombination av åtgärder kan leda till. I många fall kräver dock en kvantitativ reglering, exempelvis i form av tillstånd enligt miljöbalken, en lika omfattande mätning och kontroll av exempelvis utsläppsmängder. De extra administrativa kostnaderna, för en prispolitik relativt kvantitativa regleringar, utgörs därför i praktiken av kostnader för att fastställa nivån på exempelvis en skatt och kostnader för administration av själva skattebetalningen.

7.3 Artikel 9 i ett vidgat perspektiv

Även om syftet med detta kapitel alltså inte är att tolka artikel 9⁵ i ramdirektivet för vatten så återfinns skrivningar om de målsättningar som analyseras i detta kapitel där. Vidare har kommissionen i ett meddelande till rådet⁶ gett sin syn på tolkningen av syftet med och kravet på en prispolitik. Även om detta meddelande alltså inte kan utgöra grunden för den juridiska tolkningen av artikel 9 så kan kommissionens kommentarer vara värdefulla som bakgrund till det vidgade perspektiv på prispolitik som presenteras i detta kapitel. I nästa avsnitt följer ett avsnitt med Kommissionens sammanfattande synpunkter vilka i sin tur kommenteras ur ett miljöekonomiskt perspektiv.

7.3.1 Kommissionens tolkning av prispolitik och några miljöekonomiska kommentarer till denna

Det är möjligt att utforma en prispolitik med större räckvidd än vad som följer av kraven i artikel 9. Exempelvis finns det i ett meddelande från Kommissionen till rådet⁷ exempel på hur man kan se på prispolitik med ett vidare perspektiv och på hur en sådan skulle kunna utformas. Innehållet i meddelandet sammanfattas i

⁵ För hela artikel 9, se kapitel 3.

⁶ Europaparlamentet och Ekonomiska och sociala kommittén, (KOM(2000)477 – *En prispolitik som främjar en hållbar användning av vattenresurserna*).

⁷ Europaparlamentet och Ekonomiska och sociala kommittén, (KOM(2000)477 – *En prispolitik som främjar en hållbar användning av vattenresurserna*).

åtta punkter. Dessa återges, tillsammans med kommentarer i det följande.

(1) ”Vattenresurserna är hotade i många av Europas avrinningsområden, både vad gäller kvantitet och kvalitet. Ett lämpligt system för vattenprissättning är avgörande för att utveckla en politik för hållbar vattenanvändning.”

Av formuleringen i punkt (1) framgår det att Kommissionen anser att vattenprispolitik kan vara en lämplig form av politik för att hantera såväl kvantitets- som kvalitetsproblem. Det kan också noteras att man använder begreppet ”vattenanvändning”, alltså den term med en vidare innebörd i ramdirektivet för vatten, och *inte* termen vattentjänster. En tolkning av detta är att Kommissionen är av meningen att möjligheterna att använda en prispolitik bör övervägas för all typ av vattenanvändning, exempelvis både för förbrukning och utsläpp, även om detta inte skulle vara ett absolut krav utifrån ramdirektivet för vatten. Vidare kan det här också noteras att Kommissionen inte påstår att alla vattentillgångar är hotade. Det har redan konstaterats kvantitetsproblem i Sverige är ytterst marginellt förekommande.

(2) ”För att på ett effektivt sätt främja en hållbar användning av vattenresurserna måste man i samband med prissättningen grunda sig på en bedömning av kostnaderna och intäkterna för vattenanvändning, och ta hänsyn till både de rent finansiella kostnaderna för tjänsterna och miljö- och resurskostnaderna. Om priset kopplas direkt till den förbrukade vattenmängden eller den orsakade föroreningen ger det ett klart incitament till användarna att effektivisera sin vattenförbrukning och minska föroreningarna.”

I punkt (2) framhåller Kommissionen dels att prissättningen bör grundas på en bedömning av kostnader och intäkter och dels att priset bör kopplas direkt till mängd vatten eller förorening.

Det har redan, i kapitel 5, konstaterats att styrmedel bör riktas så nära den resursanvändning man avser styra som möjligt. Att ett pris kopplat direkt till mängd vattenförbrukning eller mängd utsläpp har störst förutsättning att leda till såväl måluppfyllelse som till kostnadseffektivitet gäller dock under förutsättningen att

det, utan allt för höga kostnader, är *möjligt* att koppla priset till dessa mängder. När det, exempelvis för att mätkostnaderna är höga, inte är lämpligt att koppla priset till vatten- eller utsläppsmängd, kan ett pris kopplat till något med god korrelation till dessa mängder ändå ge ett tillräckligt bra incitament till effektiv vattenanvändning.

När det gäller tolkningen av den första delen av punkt (2) är det viktigt att framhålla att kunskap om kostnader och intäkter kan vara lika viktiga underlag för utformning av annan politik än prispolitik liksom för ett val att *inte* införa någon politik. Bristande kunskap om exakta kostnader och intäkter kan därför knappast i sig utgöra enda skäl för att avstå från att införa just en prispolitik. Att avstå från prispolitik innebär i princip ofta att, åtminstone användningen upp till en viss nivå, implicit åsätts priset noll. Även en sådan politik, eller "icke-politik", bör rimligen grundas på en bedömning av kostnader och intäkter. Det kan diskuteras om "beviskraven" bör vara högre för att via en prispolitik införa ett pris som är högre än noll än för att, via införande eller frånvaro av politik, bidra till att priset är noll. Det bör noteras att såväl ett för lågt som ett för högt pris leder till ineffektiv resurshushållning.

När det gäller miljökostnaderna bör det noteras att kunskap om dessa behövs *om* miljömålet ska formuleras utifrån en samhällsekonomisk avvägning. När miljömålet väl är satt, utifrån en sådan avvägning eller på andra grunder, kan en prispolitik i princip utformas utan att miljökostnaderna beaktas. Detta betyder att när miljömålen, som exempelvis i ramdirektivet för vatten, är formulerade som kvalitetsmål krävs inte någon skattning av miljökostnaderna. För att kunna nå miljömålet krävs det dock att myndigheterna har kunskap om företagens åtgärds kostnader. Kunskap om miljökostnader krävs alltså om mål ska formuleras, eller ifrågasättas, utifrån en samhällsekonomisk avvägning.

(3) *"För närvarande finns det stora skillnader mellan de olika medlemsstaterna när det gäller att ta hänsyn till ekonomiska och miljörelaterade mål vid vattenprissättningen. De finansiella kostnaderna täcks oftast endast delvis, och miljö- och resurskostnaderna tas många gånger inte med alls. Prispolitikens otillräcklighet är tydligast inom jordbrukssektorn, särskilt i södra Europa där jordbruket är den klart största vattenförbrukaren och där vattenbristen är allvarligast."*

Punkt (3) implicerar ett önskemål om att skillnaderna mellan tillämpningen av prispolitik mellan länderna ska minska. Det finns dock inte någonting som antyder att detta skulle betyda att priserna *bör* vara desamma överallt. Tvärtom så framhålls det att prissättningen syftar till effektivitet, vilket innebär att det är knapphet (både vad det gäller kvantitet och kvalitet) på det ställe där användningen sker som *bör* avspeglas i priset där. En viss utjämnning av priser kan däremot på sikt bli en effekt om resurser eller produkter handlas och transporteras.

(4) *”I de länder där EU har ett särskilt starkt engagemang tar man sällan hänsyn till den ekonomiska effektiviteten och miljön i samband med vattenprissättningen. Detta gäller bl.a. för kandidatländerna där prissättningen är en viktig fråga i samband med anslutningen till EU. Det gäller i ännu högre grad för utvecklingsländerna där man ännu tillämpar ekonomiska principer i mycket liten omfattning inom vattenpolitiken.”*

(5) *”Det kan visas att en effektiv vattenprispolitik påverkar efterfrågan hos olika användare. Eftersom efterfrågan på vatten ändras, leder en effektiv prispolitik till minskade påfrestningar på vattenresurserna. Detta gäller särskilt jordbrukssektorn. Mycket pekar på att jordbruket kan förväntas anpassa sig till vissa prisökningar som skulle orsakas av en striktare täckning av kostnaderna för vattentjänster. Olika nivåer för kostnadstäckningen i olika länder och sektorer kan ha konsekvenser för konkurrenskraften i vissa ekonomiska sektorer, t.ex. jordbruk och industri, både på den inre marknaden och i internationell handel.”*

Två saker kan kommenteras i relation till punkt (5). Det första handlar om ett klagörande av begreppet ”efterfrågan”. Inom ekonomisk teori uttrycker begreppet en relation mellan pris och mängd; hur mycket köpare är beredda att köpa vid varje givet pris på en viss vara, tjänst eller resurs. Utifrån denna tolkning av begreppet leder en ändring av priset inte till någon förändring av efterfrågan utan snarare till en förändring i den efterfrågade mängden. Förtydligandet kan vara av betydelse eftersom andra förändringar, exempelvis prisförändringar på komplement eller substitut, kan leda till att efterfrågan, i den ekonomiska bemärkelsen, ändras.

För det andra kan det noteras att det i punkt (5) framhålls att graden av kostnadstäckning kan påverka konkurrenskraften i vissa sektorer. Huruvida detta är negativt eller positivt uttalar man sig dock inte om. Det kan här noteras att det, om målet är samhälls-ekonomisk effektivitet, är viktigt att priser speglar de verkliga kostnaderna. Ett pris som är lägre än kostnaderna innebär en "för hög" konkurrenskraft för den verksamhet som använder resursen vilket leder till en ineffektiv resursanvändning. Ett pris som å andra sidan är högre än den samhällsekonomiska marginalkostnaden leder till "för låg" konkurrenskraft för den verksamhet som använder resursen. Vidare bör det poängteras att konkurrenskraft är relativ och att högre konkurrenskraft för en sektor med nödvändighet innebär sämre konkurrenskraft för andra sektorer. Detta innebär att om konkurrenskraften för en sektor stärks eller bibehålls genom att denna sektor exempelvis inte betalar för utsläpp så medför detta att andra sektorer får lägre konkurrenskraft än vad de annars skulle haft. I denna analys har utgångspunkten varit att kostnadstäckningen uppnås genom betalning snarare än genom att en ägare avstår från en möjlig intäkt.

En särskild, och viktig, fråga när det gäller konkurrenskraften gentemot andra länder uppstår i de fall när t.ex. utsläpp i andra länder inte är prissatta. En strikt tillämpning av en prissättning som speglar alla kostnader kan leda till försämrade konkurrenskraft och till ökad produktion, och ökade utsläpp, i andra länder. I vilka fall detta är ett problem, och ett argument mot en inhemsk prispolitik som speglar alla kostnader, diskuteras i avsnitt 7.9.

(6) "För att ta fram en prispolitik som i högre grad tar hänsyn till miljön kommer man att grunda sig på (i) en striktare tillämpning av principen om kostnadstäckning, (ii) en mer omfattande tillämpning av priser som incitament och främjande av installation av mätanordningar, (iii) uppskattningar av de viktigaste miljökostnaderna och, i möjligaste mån, internalisering av dessa kostnader i priserna, (iv) en öppen och tydlig beslutsprocess där användarna och konsumenterna deltar, och (v) ett stegvis införande av en prispolitik i vilken ekonomiskt och miljömässigt sunda principer är bättre integrerade."

Utöver vad som framgått av tidigare punkter så tillför punkt (6) att beslutsprocessen ska vara öppen och involvera användare och konsumenter samt att prispolitiken kan införas stegvis. Dessutom

pekar man på, utan att nämna kostnaderna för detta, att installation av mätanordningar bör främjas. Ur ett samhällsekonomiskt effektivitetsperspektiv har kostnaderna för mätutrustningen betydelse; om denna kostnad är högre än de effektivitetsvinster som i övrigt kan uppnås genom införandet av en prispolitik uteblir effektivitetsvinsten med en prispolitik. Slutligen bör det återigen noteras att uppskattning och internalisering av miljökostnader knappast behövs när målsättningen, som i huvudsak är fallet i ramdirektivet för vatten, redan är fastställd och uttryckt i kvantitativa eller kvalitativa termer.

(7) ”Vattenprissättningen måste integreras i andra åtgärder för att miljömålen och de ekonomiska och sociala målen ska kunna uppnås på ett kostnadseffektivt sätt. I det föreslagna ramdirektivet för vatten ges denna möjlighet i samband med utarbetandet av förvaltningsplaner för avrinningsområdena.”

(8) ”Annan sektorspolitik och struktur- och sammanhållningspolitik måste utarbetas och genomföras på ett sätt som gör att vattenprispolitiken blir effektiv, och att de olika politikområdena blir inbördes förenliga. I den gemensamma jordbrukspolitikerna och de existerande styrmedlen (t.ex. miljöåtgärder för jordbruket i planer för landsbygdens utveckling) betraktas det som en viktig prioritering att göra jordbruk och vattenkvalitet förenliga. Den gemensamma jordbrukspolitikerna bör främja en hållbar användning av vattenresurserna i linje med de ekonomiska och miljörelaterade principerna i det föreslagna ramdirektivet för vatten och detta meddelande.”

Det kan särskilt noteras att Kommissionen i punkt (8) anser att den gemensamma jordbrukspolitikerna bör främja en hållbar användning av vattenresurserna, och att detta bör göras i linje med principerna i ramdirektivet för vatten. Något särskilt påpekande om att principen om att förorenaren betalar (PPP) ska gälla för jordbruk finns inte⁸.

Utöver de ovan angivna åtta sammanfattande punkterna så framhåller Kommissionen att prispolitik inte är det enda sättet att uppnå målen i ramdirektivet för vatten men att den bör ges en rätt-

⁸ I landsbygdsförordningen ges dock visst utrymme för att kompensation för ökade kostnader eller minskade vinster betalas, alltså en politik i strid med PPP.

mätig roll. Man noterar också att man vid genomförandet av direktivet också ska iaktta de andra principer som, utöver principen om att förorenaren ska betala, allmänt gäller för gemenskapens miljöpolitik. Det innebär att försiktighetsprincipen, principen om att förebyggande åtgärder bör vidtas samt principen om att miljöförstöring företrädesvis bör hejdas vid källan också ska beaktas. Innebörden eller komplikationerna av dessa principer diskuteras dock inte i meddelandet från Kommissionen. Det kan noteras att principerna om förebyggande åtgärder respektive åtgärder vid källan kan komma i konflikt med kravet på kostnadseffektivitet. Exempelvis kan anläggande av en våtmark, nedströms utsläppskällan, vara en billigare åtgärd än att minska utsläppen från åkern genom förändrade brukningsmetoder.

I följande avsnitt presenteras möjliga tolkningar av vad en prispolitik för vatten, och de mål denna syftar till att uppfylla, innebär.

7.4 Vad menas med en vattenprispolitik?

Ett av de bakomliggande syftena med en vattenprispolitik är att ge vattenanvändare incitament, via priser, till en effektiv och uthållig vattenanvändning. Eftersom det ställs särskilda krav på vad prispolitiken ska leda till är det uppenbart att det finns prispolitik som inte uppfyller dessa krav. Därmed bör inte uppfyllandet av dessa krav vara en del av definitionen av prispolitik; det kan alltså finnas prispolitik som uppfyller kraven och det kan finnas prispolitik som, i olika hög grad, inte uppfyller kraven. Vidare handlar direktivet just om en prispolitik för vatten; det är alltså uppenbart att det finns prispolitik som inte är en vattenprispolitik.

I detta avsnitt analyseras innebörden av termen vattenprispolitik. Gränsdragningen mot annan typ av vattenpolitik kan inte göras så exakt att inga tveksamma fall uppstår. I de flesta fall så kan bedömningen av om en viss politik är prispolitik göras utan tveksamhet men det kommer alltid att finnas gränsfall som inte uppenbart låter sig klassificeras. Det är viktigt att notera att begreppet prispolitik i sig inte har någon betydelse vad det gäller dess ändamålsenlighet eller dess räckvidd. En prispolitik kan utformas så att mer eller mindre god måluppfyllelse uppnås och den kan utformas så att den omfattar fler eller färre verksamheter.

7.4.1 En prispolitik kan definieras som en politik som direkt påverkar priset på en viss resurs

Innan termen vattenprispolitik, eller prispolitik för vatten, definieras diskuteras här inledningsvis den bredare termen *prispolitik*. För att definiera termen prispolitik måste såväl termen ”pris” som termen ”politik” först definieras. Ett *pris kan definieras som den summa pengar som en säljare erhåller för att avstå från eller en köpare betalar för att erhålla en enhet av en vara, tjänst eller resurs*. I praktiken kan ett köp innebära att flera varor eller tjänster förvärvas tillsammans (eventuellt för att det inte är möjligt att skilja dem åt). Så definierar exempelvis Kommissionen, i den rapport som refereras ovan, den sammanlagda betalningen⁹ som en användare betalar för vatten som:

$$F + aQ + bY$$

där F är fasta kostnader, a är en avgift per använd vattenenhet, b är en avgift per orsakad föroreningsenhet, Q är den totala mängden använt vatten och Y är den totala mängden orsakad förorening.

Enligt ovanstående definition på pris så skulle a utgöra priset på vatten, b skulle vara priset på utsläpp och F skulle kunna vara priset på anslutning till va-nätet. I princip skulle termen F kunna multipliceras med en term Z som skulle beteckna exempelvis antalet fastigheter som en viss användare har anslutna till va-nätet. Av detta exempel på hur den totala betalningen för vatten kan beräknas så framgår det att det finns flera olika kombinationer av priser (F , a och b) som kan leda till samma sammanlagda betalning.

Eftersom ramdirektivet reglerar hur stater ska agera och denna utredning också i övrigt behandlar politiska styrmedel tolkas termen politik i detta fall som den politik som staten bedriver¹⁰. Prispolitik är därmed statlig politik som påverkar priser. Men eftersom i princip all statlig politik som på något sätt påverkar beteende kommer att påverka några priser så är denna tolkning allt för vid för att vara användbar för att särskilja prispolitik från annan politik.

I detta fall handlar prispolitiken om att påverka priserna för användningen av en viss resurs, vatten. Genom att relatera prispolitiken till en viss resurs, eller vara, kan begreppet göras mer

⁹ I rapporten används begreppet ”det sammanlagda priset”. I relation till den definition där pris syftar på betalning per enhet riskerar denna användning av prisbegreppet att bli förvirrande. Här används därför begreppet ”sammanlagd betalning”.

¹⁰ Termen prispolitik skulle kunna användas för att beskriva hur ett enskilt företag sätter priser på sina produkter, men det är inte i denna betydelse termen används här.

avgränsat. Man kan då tala exempelvis om en prispolitik för vatten (eller för luft, klimatet, arbetskraft etc.). Detta löser dock inte problemet med att definitionen blir allt för vid för att vara användbar; återigen kan nästan all form av politik, via beteendeförändringar och marknader, leda till förändringar i priserna för alla resurser. En definition måste för att bli användbar därför utesluta all politik som har en indirekt påverkan på priset på den aktuella resursen. En prispolitik för en viss resurs skulle då kunna definieras som en statlig politik som direkt påverkar priset på en viss resurs.

För att göra denna definition användbar måste dock "direkt påverkan" skiljas från "indirekt påverkan". En möjlig distinktion kan vara följande: en indirekt påverkan på priset sker genom att marknadsaktörernas utbud av och/eller efterfrågan på användning av den aktuella resursen förändras¹¹. Vid en direkt påverkan på priset förändras detta utan att vare sig utbud eller efterfrågan på resursen i fråga har förändrats. Prispolitik skulle då kunna definieras som *en statlig politik som påverkar priset på en viss resurs utan att gå via förändringar i marknadsaktörernas utbud eller efterfrågan på resursen*.

7.4.2 En vattenprispolitik kan definieras som en politik som direkt påverkar priset för någon form av användning av vatten

Utifrån ovanstående generella definition av vad en prispolitik är så kan en vattenprispolitik definieras som en prispolitik riktad mot användningen av vatten. En fråga blir då vad som karakteriserar användningen av vatten. Termen användning bör även innefatta verksamhet utan effekt på vattenstatusen

¹¹ Notera att såväl utbud som efterfrågan används i betydelsen där de utgör en relation mellan priser och kvantiteter. Den utbudna eller efterfrågade *mängden* kan däremot ändras som en reaktion på förändrade priser.

I ramdirektivet definieras vattenanvändning enligt följande:

Artikel 2 Definitioner

39. vattenanvändning: vattentjänster samt all annan verksamhet som enligt artikel 5 och bilaga II anges ha en väsentlig effekt på vattenstatusen.

Detta begrepp gäller för artikel 1 och för den ekonomiska analys som utförs enligt artikel 5 och bilaga III b.

Som framgått av diskussionen kring styrmedel i kapitel 5 så kräver effektivitet att användning styrs dit där nyttan är störst och kostnadseffektivitet att åtgärder vidtas där de är billigast. För att uppnå detta krävs det att all form av användning på något sätt beaktas, även användning som inte har någon väsentlig effekt på vattenstatusen. Sådan användning kan nämligen vara beroende av vattenstatusen och därmed kan nyttan av den typen av användning påverkas av omfattningen av annan användning som har effekt på vattenstatusen. Ovanstående definition från ramdirektivet för vatten implicerar att den användning som *inte* har någon väsentlig effekt på vattenstatusen inte definieras som vattenanvändning i direktivets mening. Exempelvis skulle inte bad, friluftsliv och sportfiske (verksamheter som om omfattningen är begränsad inte väsentligen påverkar vattenstatusen) betraktas som vattenanvändning. Inte heller skulle *bevarandet* av en älv som en lekplats för fisk (vilket skulle möjliggöra större och/eller billigare fiskfångster) betraktas som vattenanvändning. Ur ett nationalekonomiskt perspektiv skulle även verksamheter och aktiviteter utan väsentlig effekt på statusen betraktas som möjliga sätt att använda vattnet. För att, ur ett samhällsekonomiskt perspektiv, bedöma vad som är en effektiv användning av vatten måste den potentiella nyttan av samtliga sätt på vilket vatten kan användas, alltså även de utan väsentlig effekt på vattenstatusen, beaktas. En rimlig tolkning av syftet med vattendirektivet och svensk miljölagstiftning är att det är bl.a. just för att kunna använda vattnet på de sätt som enligt ramdirektivets definition inte är vattenanvändning som användning med väsentlig effekt på vattenstatusen måste begränsas.

Med ett samhällsekonomiskt perspektiv är det alltså viktigt att beakta *all* form av potentiell användning av vatten. I det följande används därför begreppet ”användning av vatten” i en vidare

bemärkelse än vad termen ”vattenanvändning” har i ramdirektivet. Användning av vatten innefattar, förutom vattenanvändningen i direktivets bemärkelse, också de sätt att använda vatten som inte väsentligen påverkar vattenstatusen. För att en prispolitik ska vara effektiv så ska priserna spegla det marginella värdet av bästa alternativa användning av en resurs, alternativt lägsta marginalkostnaden för ytterligare åtgärder för att nå en viss målsättning. I detta sammanhang, när det gäller att definiera användning, så räcker det att konstatera att olika sätt att använda vatten i olika hög grad medför begränsning i möjligheterna till annan användning. Det innebär att när det gäller utformandet av en *effektiv* prispolitik så är det viktigt att beakta att vissa sätt att använda vatten inte inverkar negativt på eller förhindrar andra sätt att använda vattnet.

En viss användning medför en kostnad *om den medför att nyttan av annan användning minskar*. Nyttan av alternativa sätt att använda vattnet kan minskas genom fysiska förändringar (i mängd, kvalitet, flöde etc.) av vattnet men också genom exempelvis juridiska hinder för annan användning. En fördämning i ett vattendrag påverkar flödet och utgör ett fysiskt hinder för fiskar. En sådan fysisk förändring skulle påverka exempelvis sportfiskarnas nytta; denna minskade nytta utgör en kostnad för fördämningen. Om vattendraget istället bevaras, bl.a. för att möjliggöra fiske, så medför denna användning att möjligheterna att dämna vattendraget påverkas och möjligheterna till uttag av vattenkraft påverkas. Även om bevarandet av vattendraget, fiskpopulation och sportfiskemöjligheter inte innebär någon vattenanvändning i ramdirektivets bemärkelse så är det alltså, ur nationalekonomiskt perspektiv, en *användning av vatten*. Och, en användning som dessutom i många fall har en kostnad¹². Även om bevarande alltså har en samhälls-ekonomisk kostnad, genom att man avstår från den nytta som annan användning skulle kunna ge upphov till så är marginalkostnaden för en extra (icke påverkande) användare noll. När en viss vattenförekomst exempelvis väl har skyddats mot exploatering så innebär varje extra nyttjare (som badar, idkar friluftsliv etc.) inte någon ytterligare uppoffring i form av utebliven nytta av exploateringsmöjligheter. Detta innebär att marginalkostnaden för en extra användare är noll och att ett effektivt pris för den enskilde användaren är noll.

¹² Att bevarandet medför kostnader behöver inte betyda att vattendraget inte *bör* bevaras. Nyttan av bevarandet kan vara högre än kostnaderna vilket kan leda till slutsatsen att vattendraget *bör* bevaras.

Frågan kring hur en prispolitik bör utformas för att leda till en effektiv användning av vatten diskuteras vidare i avsnitt 7.5 nedan. En viktig slutsats från detta avsnitt är att inte någon form av användning bör uteslutas från analysen på grund av en allt för snäv definition av *användning av vatten*. I praktiken kan det vara svårt att verkligen beakta alla former av användning; men ingen form av användning bör lämnas obeaktad på grund av en allt för snäv definition av begreppet användning.

Slutligen kan det konstateras att ovanstående definition av vattenprispolitik kan vara problematisk när det gäller att bedöma huruvida prispolitik riktad mot en indikator på vattenanvändning utgör en vattenprispolitik eller ej. För det första kan det konstateras att all politik i princip riktas mot indikatorer och att det som skiljer snarast är hur nära koppling till den egentliga användningen som olika indikatorer har. En prispolitik riktad mot en dålig indikator skulle i princip kunna falla utanför ovanstående definition av en vattenprispolitik. Det är dock rimligt att betrakta politik som riktas mot någon indikator på användning av vatten som vattenprispolitik. Men, och det är en viktig slutsats av detta avsnitt, det viktiga är egentligen inte huruvida en viss politik definieras som vattenprispolitik eller ej. Viktigare är det att utvärdera olika former av politik utifrån hur väl de uppsatta målen uppfylls. Som tidigare diskuterats så ökar sannolikheten för måluppfyllelse och en kostnadseffektiv fördelning av åtgärder ju närmare själva användningen ett styrmedel kan riktas. Å andra sidan kan det finnas mätkostnader som är så höga att det motiverar en styrning mot en indikator som är mindre precis men med lägre mätkostnader.

7.4.3 Vattenprispolitik eller ej – exempel

Ovanstående försök att tolka och definiera termen vattenprispolitik har klargjort viktiga skillnader mot annan politik. Men det visade sig också att gränsdragningen mellan *vattenprispolitik* och annan prispolitik knappast är helt klar.

Exempel på politik som är vattenprispolitik enligt ovanstående definition

Utifrån ovanstående definition skulle följande olika former av politik utgöra prispolitik för vattenanvändning, eller vattenprispolitik:

- *Incitamentsstyrmedel* såsom skatter, avgifter eller subventioner riktade mot någon form av användning av vatten eller indikator på användningen av vatten. Dessa ekonomiska styrmedel påverkar inte utbud eller efterfrågan (där dessa begrepp beskriver ett samband mellan pris och kvantitet) på själva vattenanvändningen. Däremot påverkas priset så att den utbudna och efterfrågade mängden förändras. Ett ekonomiskt styrmedel leder i princip till att en marknadsjämvikt uppstår vid en mängd där säljare och köpare möter olika priser (där mellanskillnaden utgörs av skatt/avgift/subvention).
- *Prisreglering* där exempelvis högsta eller lägsta pris för en viss användning av vatten regleras. Inte heller här påverkas marknadsaktörernas underliggande utbud eller efterfrågan, men däremot kan priset påverkas så att den mängd som används förändras.
- *Skapandet av institutioner* som påverkar möjligheten för prisbildning via någon marknad för någon form av användning (eller indikator på användning) av vatten. Inrättandet av exempelvis en utsläppsmarknad innebär inte att utbud och efterfrågan på utsläppsrätter (eller snarare de underliggande marginalkostnaderna för reduktion) förändras. Däremot så innebär skapandet av institutionen utsläppsmarknad att utbud och efterfrågan kan komma till uttryck på en marknad som inte tidigare fanns. Därmed finns förutsättningarna för en prisbildning och det kommer, som en följd av att politiken skapade en institution, att leda till prissättning av den form av användning av vatten som utsläpp till vatten är.
- *Statlig försäljning eller statligt köp*, prissättning när staten/myndigheten själv är ägare eller köpare. Om staten själv är ägare av vatten, eller av rättigheten till en viss form av användning, så kan staten i denna egenskap påverka priset direkt eller genom att styra sitt eget utbud av resursen. Om staten inte själv är ägare kan priset påverkas genom att statens efterfrågan ändras.

Exempel på politik som inte är vattenprispolitik enligt ovanstående definition

Det finns också politik som, enligt ovanstående definition, inte är att betrakta som vattenprispolitik. Det är återigen viktigt att notera att nästan all politik som påverkar användningen av vatten kommer att få effekter på priser någonstans i ekonomin. Sådan prispåverkande politik medför att kostnader för exempelvis företag förändras vilket i sin tur kan leda till att priser på exempelvis produkter påverkas. Men, i enlighet med ovanstående definitioner, är detta inte för den skull att betrakta som prispolitik.

Prispolitik innefattar enligt ovanstående definition bl.a. ekonomiska styrmedel som utsläppsskatter (som definierats i kapitel 5), överlåtelsebara utsläppsrätter och prissättning av vatten som en resurs. Centralt för definitionen är att användningen av vatten är förknippat med ett pris i form av en, möjlig, överföring av pengar. Det är värt att notera att det finns politiska styrmedel som innebär en överföring av pengar men som inte är att betrakta som prispolitik. Generellt så kan kvantitativa regleringar vara kombinerade med böter vid någon form av överträdelse. I princip skulle en sådan betalning kunna uppfattas som ett pris för utsläpp över en viss nivå. En avgörande skillnad gentemot en utsläppsskatt är dock att en bot i regel inte betalas per mängd utsläpp. Följande politiska styrmedel är därför exempel på politik som inte är prispolitik:

- En *kvantitativ reglering* av utsläppsmängder eller mängd använt vatten. Visserligen kommer detta att påverka mängden utsläpp, men det görs inte genom att några priser på vattenanvändning (utsläpp till vattnet) skapas eller ändras. Därmed är denna politik inte att betrakta som prispolitik. I det fall som det finns en utsläppsmarknad och detta kombineras med att en aktörs utsläppsmängd regleras så kan detta indirekt leda till prisförändringar på marknaden för utsläpp. Denna prisförändring beror då på att aktören ändrar sin efterfrågan på, eller sitt utbud av, utsläppsrätter. Därmed är prisförändringen att betrakta som en indirekt effekt av politiken och politiken är inte heller i detta fall att betrakta som en prispolitik.
- Ett *förbud* mot en viss typ av utsläpp. Ett förbud är i princip en kvantitativ reglering på en noll-nivå. Därmed gäller samma resonemang som i punkten ovan.

- En *kvantitativ reglering* där överträdelse leder till böter. Utformningen innebär visserligen att det finns en monetär kostnad förknippad med för stora utsläpp, och alltså i en bemärkelse ett pris, men det är inte ett pris som varierar kontinuerligt med mängden.
- En *kvantitativ reglering* där överträdelse leder till någon annan påförd än böter, exempelvis *fängelse*. Utformningen innebär visserligen att det finns en kostnad förknippad med för stora utsläpp, och alltså i en bemärkelse ett pris, men det är inte ett pris som innebär monetär betalning och priset varierar inte kontinuerligt med mängden.
- En *skatt* utan koppling till mängden vatten som används. Om skatten helt saknar koppling till mängden som används så är den inte att betrakta som ett pris på användningen av vatten. En sådan skatt bör då inte betraktas som någon vattenprispolitik.
- En *subvention av eller en skatt på* en annan resurs eller vara. En subvention av en vara, vars produktion använder mycket vatten, leder till att produktionen av denna vara ökar. Därigenom kommer också efterfrågan på vattenanvändning att öka vilket, om inte vattenanvändningen är kvantitativt reglerad, också kommer att leda till en ökad vattenanvändning. Om det finns någon form av priser på vattenanvändningen så kommer vattenanvändning och/eller priserna att påverkas av subventionen av den andra varan. Enligt definitionen ovan så är denna subvention då inte att betrakta som en vattenprispolitik. Men, som tidigare poängterats, det finns gränfall där prispolitiken uppenbart riktas mot en indikator på vattenanvändning och där det är rimligt att betrakta sådan prispolitik just som en vattenprispolitik.

Men, som konstaterats tidigare, det viktiga i detta sammanhang är egentligen inte huruvida en viss politik bör klassificeras som en vattenprispolitik eller inte utan snarare huruvida en viss form av politik är mer eller mindre effektiv för att nå de önskvärda målsättningarna.

7.4.4 En vattenprispolitik kan ha olika räckvidd och i olika grad vara ändamålsenlig

Analysen i avsnitt 7.4 har i huvudsak gällt frågan om hur termen vattenprispolitik utifrån ett vidare perspektiv kan tolkas och definieras. Vidare vilken typ av politik som utifrån denna definition skulle kunna klassificeras som vattenprispolitik. En vattenprispolitik, eller annan prispolitik, kan sedan utformas på olika sätt och därigenom i olika hög grad leda till att olika mål uppfylls. Prispolitiken kan också, som illustrerats i tabell 7.1, omfatta olika typer av användning av vatten. Hur en prispolitik bör utformas för att nå olika mål, antingen de är formulerade i ramdirektivet för vatten eller av svensk miljöpolitik, behandlas i följande avsnitt.

7.5 Prispolitik för att nå god vattenstatus

Det övergripande målet med ramdirektivet för vatten och för analysen i denna utredning är målsättningen att uppnå god vattenstatus. Oavsett de begränsade kraven på en prispolitik enligt ramdirektivet för vatten så kan det finnas skäl att överväga en mer omfattande användning av en prispolitik för att nå en god vattenstatus och andra vattenrelaterade mål.

7.5.1 Osäker måluppfyllelse är en svaghet vid styrning via priser men kan hanteras utan att prispolitiken överges

Som framgått av kapitel 5 om styrmedel så är en av svagheterna med styrning via priser att det är svårt för myndigheterna att sätta en prisnivå så att målsättningen vad det gäller vattenkvalitet eller utsläppsmängd uppfylls. Anledningen till detta är att styrningen via priser sker genom att användarna av vatten anpassar sig till priserna utifrån sina kostnader. Eftersom myndigheter i regel aldrig har fullständig kunskap om dessa kostnader vet man inte i förväg hur höga priserna bör vara för att leda till den önskvärda användningen av vatten. Problemet med osäkerheten i uppfyllandet av miljömålet uppstår i första hand om målsättningen att minska utsläppen står i motsatsförhållande till någon annan målsättning, som att minimera kostnaderna för åtgärder. Om det inte finns någon målkonflikt skulle exempelvis en miljöskatt kunna sättas på en så hög nivå att man nästan med säkerhet (gott och väl) når utsläppsmålet. Nivån

på skatten blir ett problem först om man vill undvika för höga reduktionskostnader och/eller för stora fördelningseffekter samtidigt som man vill nå en viss utsläppsreduktion.

Det finns olika sätt att hantera problemet med att nå utsläppsmålet, samtidigt som man till viss del utnyttjar prissignaler och samtidigt undviker att utsläppen reduceras allt för mycket mer än vad som anses önskvärt. Tre strategier för detta presenteras nedan.

En strategi är att kombinera traditionella ekonomiska styrmedel, exempelvis utsläppsskatter, med individuella gränser för utsläpp. Med en sådan kombination skulle man undvika åtminstone allt för höga utsläpp. Samtidigt skulle skatten ge vissa incitament till ytterligare utsläppsminskningar, både omedelbart och via utvecklande och införande av ny teknik. En skatt på utsläpp skulle också innebära att man uppfyller PPP enligt definition B (tabell 7.1) som innebär att förorenaren betalar också för kvarstående utsläpp.

En annan strategi är att reglera den totala mängden utsläpp till en viss recipient genom att införa en viss mängd utsläppsrätter. Genom att göra utsläppsrätterna överlåtelsebara skapas förutsättningar för en marknad och för prisbildning. Med ett sådant styrmedel undviker man, givet att efterlevnaden kan upprätthållas, att de totala utsläppen blir för stora samtidigt som möjligheten att handla med utsläppsrätterna skapar möjlighet för att reduktionsåtgärderna fördelas på ett kostnadseffektivt sätt. Om verksamhetsutövarna får betala för den initiala tilldelningen av utsläppsrätter uppfyller man också PPP enligt definition B. Ett problem med ett sådant system kan vara att handel, exempelvis på grund av höga transaktionskostnader, inte kommer till stånd.

Slutligen skulle problemet med säkerheten i måluppfyllelse kunna hanteras genom att nivån på en skatt, eller på en subvention, förändras över tiden vartefter myndigheterna kan observera reaktionen hos aktörerna. Denna strategi är problematisk om det är viktigt med omedelbar måluppfyllelse; om ”för höga” utsläpp inte kan accepteras ens under några år är detta knappast en användbar strategi. I detta sammanhang kan det dock noteras att den nu dominerande formen av styrmedel, tillstånd enligt miljöbalken, inte heller har lett till någon omedelbar måluppfyllelse vad det gäller reduktion av utsläpp. Ett ytterligare problem är att reaktionen på en utsläppsskatt kan vara fördröjd; en viss nivå på skatten kan vara tillräcklig för att på sikt, när lönsamma investeringar har gjorts, nå den uppsatta utsläppsnivån. Att utsläppen då inte minskar omedel-

bart kan vara en effekt av en fördröjd reaktion (genom att investeringar görs vid en tidpunkt när de i övrigt passar i verksamheten) och behöver alltså inte bero på en för lågt satt skatt.

7.6 Prispolitik för en effektiv eller kostnadseffektiv vattenanvändning

För att en resurs ska användas på bästa sätt måste nyttan av en viss användning vägas mot kostnaderna. Om målet är givet men det ska uppnås till lägsta möjliga kostnad så måste kostnader för olika sätt att nå målet jämföras med varandra. Samhällsekonomiska kostnader ska inte blandas ihop vare sig med utgifter eller med statsfinansiella effekter. En samhällsekonomisk kostnad är den nytta som bästa alternativa användning av en resurs hade kunnat ge om man inte valde den aktuella användningen.

En kostnadseffektiv politik är en politik som leder till en viss effekt till lägsta möjliga kostnad. För att kunna identifiera en sådan politik måste begreppet *kostnad* definieras. En kostnad uppstår när det finns alternativa sätt att använda en resurs. Kostnaden för att använda en resurs på ett visst sätt är den nettonytta som man avstår från när man väljer ett sätt att använda resursen. Om det finns flera alternativa sätt att använda resursen utgörs kostnaden av den nettonytta som den bästa alternativa användningen hade gett upphov till. *Alla* samhällsekonomiska kostnader är i grunden *alternativkostnader*. Kostnader kan ibland speglas genom faktiska betalningsströmmar, pengatransaktioner. Men, det är viktigt att notera att alla kostnader inte behöver motsvaras av betalningsströmmar och att alla betalningsströmmar inte behöver spegla några kostnader.

Samhällsekonomiska kostnader uppstår när nyttan hos någon individ (nutida eller framtida) påverkas av en viss resursanvändning. Samhället står här för alla individer, och alltså inte för institutioner som stat eller kommuner. Detta innebär att en alternativ användning av en resurs inte bara är användning på ett annat sätt, utan också användning av en annan individ. Den samhällsekonomiska kostnaden av att någon konsumerar vatten kan alltså utgöras av den nytta som ej kan realiseras i och med att någon annan då måste avstå från att konsumera det vattnet.

Kostnader är alltså ingenting annat än *nytta som man måste avstå ifrån* när en viss resursanvändning realiseras. Vad som ska betraktas som en nytta och vad som kommer att betraktas som en kostnad är

alltså beroende av perspektiv och utgångspunkt. Om samhället överväger att fördela en resurs till Ada så är den samhällsekonomiska intäkten av detta den nytta som Ada skulle uppleva av konsumtionen. Kostnaden är den nytta som Bertil *skulle ha* upplevt vid den alternativa konsumtion som inte kan realiseras i och med Adas konsumtion. Utifrån perspektivet att låta Bertil konsumera resursen så utgörs istället intäkten av hans nytta medan kostnaden är den nytta som Ada måste avstå ifrån.

En effektiv prispolitik för vatten innebär att den marginella alternativkostnaden speglas i priset. Eftersom det nästan alltid finns alternativa sätt att använda resurser så har nästan all resursanvändning en alternativkostnad. Det finns dock fall när alternativkostnaden är noll och när det effektiva priset därmed också bör vara 0.

- Resursen är inte knapp. Även om tillgången knappast är oändlig så kan det finnas mer än väl för att täcka de önskemål som finns. Knapphet handlar alltid om relationen mellan tillgången och önskemålen om användning. Ett tillstånd utan knapphet kan alltså uppstå genom att i) önskemålen är få och små och/eller ii) tillgången är riklig.
- Resursen kan användas på ett icke rivaliserande sätt. Om resursen används på ett sätt som inte minskar möjligheten att konsumera den på annat sätt (konsumtion av annan person och/eller till annan verksamhet) så behöver samhället inte ge upp någon nytta. Det innebär att alternativkostnaden är noll.

Även om alternativkostnaden för en viss resurs skulle vara noll kan konsumtion av resursen kräva att *andra* resurser används. Om dessa resurser har ett alternativvärde innebär det att det finns en kostnad förknippad med att konsumera även "överflödsresursen". Även om det finns vatten i överflöd så kan det krävas exempelvis energi för att distribuera vattnet. Energin har sannolikt alternativa användningar och därmed finns det en kostnad förknippad med vattenkonsumtionen, trots att resurskostnaden alltså är noll.

Kostnaderna för resursanvändning är alltså beroende av på vilket sätt resursen används och om olika sätt att använda resursen konkurrerar med, eller rent av utesluter, varandra. För att analysera vad ett effektivt användande av vatten innebär är det alltså nödvändigt att klargöra på vilka sätt vattenresursen kan användas samt om, och i vilken utsträckning, dessa sätt konkurrerar med varandra. Som diskuterats ovan, i anslutning till diskussionen om vad *använd-*

ning innebär, bör inte något sätt att använda vatten uteslutas av definitionsskäl från en analys av vilken användning av vatten som är effektiv.

Användning av vatten *kan* innebära att annan användning av vattnet rent fysiskt omöjliggörs (exempelvis om vatten leds om) eller att nyttan av annan konsumtion sjunker (exempelvis om vatten förorenas). Men all användning behöver alltså inte utesluta annan användning i fysisk bemärkelse, men kan ändå utesluta annan användning genom exempelvis juridisk reglering. Ett juridiskt skydd av en vattentäkt innebär exempelvis att viss förorenande verksamhet hindras.

Utan anspråk på fullständighet exemplifieras här några olika sätt att använda vatten. För varje typ av användning kommenteras vilka samhällsekonomiska kostnader som är förknippade med sättet att använda vatten. Det faktum att varje sätt att använda vattnet medför kostnader är i sig inte något argument för att vattnet inte bör användas på det sättet. Varje sätt att använda vattnet medför också nytta, exempelvis genom att produktion av konsumtionsvaror möjliggörs. Denna nytta bör, vid en samhällsekonomisk avvägning, jämföras med kostnaderna.

- Minskning av mängden tillgängligt vatten för annan användning genom exempelvis:
 - Bortledning av vatten för bevattning. Även om en del av vattnet "rinner tillbaka" till flödet som det togs från så tas delar upp av växterna och avdunstar. Möjligheten att använda vatten nedströms minskar vilket, om det finns några önskemål om sådan användning, innebär att det finns en alternativkostnad (en resurskostnad) förknippad med bevattningen. Den mindre del av vattnet som rinner tillbaka till ursprungsflödet kan vara förorenad vilket också påverkar möjlighet till annan användning negativ.
 - Bortledning av vatten för hushållskonsumtion. En del av vattnet leds tillbaka (nedströms) som avloppsvatten men en del försvinner permanent genom läckage och avdunstning etc. Även här är det bara den del som inte återförs som medför att nedströms användare får tillgång till en mindre mängd vatten. Föroreningar innebär dock att kvaliteten på vattnet, och möjligheten till användning, minskar.

- Bortledning av vatten för industriell användning. En del av vattnet leds tillbaka (troligen nedströms), möjligen förorenat, men en del försvinner permanent genom läckage och avdunstning etc. De samhällsekonomiska kostnaderna här utgörs alltså, i princip, av en viss minskning av vattenmängden, uppdämning och bortledning av vatten för kraftutvinning. Mängden vatten minskar *lokalt* vilket påverkar den lokala användningen; fiske- och andra rekreativsmöjligheter påverkas vilket innebär en samhällsekonomisk kostnad. Vidare påverkas flödet så att vandringsvägar för fisk förändras vilket i sin tur påverkar möjligheten att använda vattnet som "biotop för biologisk mångfald".
- Försämring av (kemisk eller ekologisk) status på vattnet tillgängligt för annan konsumtion:
 - Vattnet används som recipient för utsläpp vilket innebär att kvaliteten på vattnet försämras och att netto nyttan för andra användare försämras. Så snart det finns någon form av alternativ användning, där oförorenat vatten innebär en fördel, innebär alltså utsläppen en samhällsekonomisk kostnad.
 - Fördämning för kraftutvinning. Fördämning och ledande genom turbiner påverkar flödesväg och tidpunkt för flöde samt "rörelsemönster" hos vattnet. Detta påverkar exempelvis fiskpopulationer och därmed möjligheten till användning av vattnet för exempelvis rekreation.
- Användning som inte väsentligt påverkar status på vattnet, mängd eller kvalitet tillgänglig för annan användning. Om någon påverkan alls sker är delvis en fråga om sättet man använder vattnet och omfattningen av verksamheten.
 - Bad och rekreation (inom vissa gränser påverkas inte vattenkvalitet av bad och friluftsliv, men påverkan kan naturligtvis ske). Även om bad inte utgör något fysiskt hinder för att vattnet används på andra sätt så kan skydd av badvattnet innebära begränsningar i möjligheterna för exempelvis industriell användning. Det innebär att skydd av vatten medför en samhällsekonomisk kostnad i form av minskade möjligheter till industriell produktion etc. Noteras ska dock att dessa kostnader inte varierar med mängden badande etc. Det är själva skyddet som ger upphov till kostnaden snarare än att varje badande ger upphov till en extra kostnad. Så länge

omfattningen är måttlig så påverkas inte annan liknande användning; den enes badande påverkar inte andras möjligheter att använda vattnet för bad.

- Kommunikation – transporter på vatten har inte någon direkt fysisk påverkan på vattenstatus. I huvudsak kan transporter på vatten ske utan att påverkas av annan användning; andras föroreningar i vattnet påverkar inte möjligheten att färdas över vattnet. Noteras bör dock att det kan finnas påverkan från sjöfart i form av föroreningar och buller. I det senare fallet finns det en samhällsekonomisk alternativkostnad.

En effektiv prissättning kräver alltså att de aktiviteter som påverkar andras möjlighet att dra nytta av vattnet betalar ett pris som motsvarar den marginella alternativkostnaden. För att nå en effektiv vattenanvändning så bör detta pris inte vara vare sig för lågt eller för högt. Ett för lågt pris leder till att användaren förbrukar för mycket vatten och att andras möjlighet att nyttja vattnet inskränks för mycket. Ett för högt pris leder till att användning som hade varit samhällsekonomiskt önskvärd inte kommer till stånd.

Detta innebär bland annat att det effektiva priset för viss typ av användning i vissa fall är noll. Om resursen finns i överflöd och/eller om den används på ett sätt så att andras möjlighet till användning inte inskränks så bör priset för den formen av användning vara noll. Den typ av användning som inte medför någon extra inskränkning på andras användning när en extra användare tillkommer bör, ur effektivitetsperspektiv, ha priset noll. Till denna slutsats ska dock läggas att exempelvis distribution av vatten kan medföra kostnader som kan motivera att priset för *levererat vatten* är högre än noll.

När det gäller utsläpp till vatten så har det konstaterats i kapitel 5 att ekonomiska styrmedel kan användas för att, via skatter eller subventioner, skapa ett pris på utsläpp till vatten. Med en skatt på utsläpp, eller en betalning för minskade utsläpp, så ges incitament till minskade utsläpp som leder till en kostnadseffektiv kombination av åtgärder för minskade utsläpp. För att uppnå målet effektivitet eller kostnadseffektivitet kan alltså rätt utformade skatter eller subventioner användas. Det ska dock poängteras att det inte alltid behövs ekonomiska styrmedel för effektiva priser. I vissa fall kan skapande och upprätthållande av äganderätter och därmed möjliggörande av prisbildning via marknader vara ett bra

sätt att skapa effektiva priser. Enkelt uttryckt kan man säga att marknadslösningar har potential att fungera om den alternativa användningen utgörs av att en annan aktör (eller ett fåtal aktörer) skulle kunna ha använt resursen istället.

I ovanstående resonemang kring effektiva priser har det inte sagts någonting om i vilken riktning en betalning ska gå; priser behöver inte innebära att en viss användare betalar för ökad användning, det kan också innebära att användaren får betalt för minskad användning. I vilken riktning betalningen *bör* gå avgörs av hur de initiala rättigheterna är definierade, något som diskuteras vidare under avsnittet om PPP nedan. Det konstaterades också ovan att ett effektivt pris i vissa fall bör vara noll. Även om detta pris i vissa fall alltså är det effektiva priset så leder det inte alltid till kostnadstäckning från gruppen av användare. Denna fråga analyseras vidare under avsnittet om kostnadstäckning nedan.

7.7 Prispolitik för kostnadstäckning

Det har i ovanstående avsnitt konstaterats att en vattenprispolitik skulle kunna vara ett sätt att styra användningen av vatten så att effektivitet eller kostnadseffektivitet uppnås. En vattenprispolitik bör utformas så att, när effektivitet är målet, priset är lika högt som det marginella värdet på bästa alternativa användning av vattnet eller, när kostnadseffektivitet är målet, så priset är lika med marginalkostnaden för den dyraste åtgärd som behövs för att nå målet med en kostnadsminimerande kombination av åtgärder.

En prissättning av vattenanvändning leder till att användare upplever alternativkostnaden för sin användning. Om användaren initialt *inte* äger rätten att använda vattnet uppstår kostnaden i form av en utbetalning (pengar betalas exempelvis till staten i form av en utsläppsskatt eller via en marknad till en annan ägare av rätten till en viss användning). Om användaren är ägare uppstår kostnaden för användning i form av att ägaren avstår från den intäkt denna hade kunnat få genom att inte själv använda vattnet (pengar betalas exempelvis genom en subvention från staten eller via en marknad från en annan användare som köper rätten till användning).

I regel innebär kravet på effektivitet och användandet av effektiva priser till att användarens kostnader täcker hela kostnaden för användning. Undantag från denna slutsats finns dock. Ett effektivt

pris speglar den *marginella* resurskostnaden. Om marginalkostnaderna är stigande, så att kostnaden för den sist använda enheten är högre än kostnaden för de tidigare använda enheterna, så leder ett pris satt utifrån marginalkostnaden också till kostnadstäckning. Men, om marginalkostnaderna är sjunkande, eller om de fasta kostnaderna är väldigt höga, så kommer ett pris satt utifrån marginalkostnaden inte att leda till fullständig kostnadstäckning. Detta innebär att ett krav på kostnadstäckning är ett krav som går utöver kravet på effektiva eller kostnadseffektiva priser.

Ett sådant typfall skulle kunna vara va-tjänster när tillgången på vatten inte är begränsad. Ett effektivt pris på vatten skulle då motsvara marginalkostnaden för själva distributionen samt marginalkostnaden för rening. I många fall skulle en ren marginalkostnadsprissättning då innebära att konsumenterna *inte* betalar de fulla kostnaderna för investeringar i distributionsnät och reningsanläggningar. I en sådan situation är alltså inte ett marginalkostnadspris tillräckligt för att uppfylla alla målet om kostnadstäckning. Om man skulle använda sig av ett pris per liter vatten som sattes så högt att kostnadsräkning uppnås skulle detta pris signalera en knapphet som inte existerar vilket i sin tur skulle leda till en, ur effektivitetssynpunkt, önskat liten vattenanvändning. Den nytta som högre vattenanvändning skulle kunna ge upphov till (genom konsumtion eller via produktion) skulle då inte realiseras. I en situation när vattentillgången inte är begränsad skulle detta innebära en omotiverad samhällsekonomisk kostnad. Problemet kan lösas genom att ett (lågt) marginalkostnadspris kompletteras med en fast avgift på en nivå som leder till fullständig kostnadstäckning.

Enligt ramdirektivet bör alla typer av kostnader täckas

Även om det är svårt att tolka kravet på kostnadstäckning på annat sätt än att alla kostnader ska täckas så har det i ramdirektivet specificerats att kravet gäller finansiella kostnader, resurskostnader och miljökostnader. Det kan återigen noteras att effektiva priser i många fall också leder till kostnadstäckning, men att det alltså finns undantag från detta. Det finns inga större skäl att fördjupa sig i uppdelningen mellan olika typer av kostnader, men några kommentarer till begreppen och relationen dem emellan samt till kravet på kostnadstäckning för respektive kostnadstyp kan ändå vara på sin plats.

En samhällsekonomisk kostnad är alltid i grunden en *alternativkostnad*; genom att använda en resurs, t.ex. vatten, på ett visst sätt måste man avstå från alternativa användningar. Den nytta som den bästa alternativa användningen skulle gett upphov till är kostnaden för annan användning.

Begreppet *resurskostnad* kan tolkas som en synonym till detta begrepp; i grunden är det resurser som används för all produktion och konsumtion (i regel en kombination av ett antal olika naturresurser och arbetskraft samt realkapital vilket i sin tur också använt naturresurser och arbetskraft). Den samhällsekonomiska kostnaden för en viss produktion utgörs alltså av alternativkostnaden för alla resurser som använts. I detta sammanhang skulle dock begreppet resurskostnad kunna ges en något snävare innebörd; nämligen alternativkostnaden för just vattenresursen. Resursen vatten skulle kunna ha använts på ett annat sätt och därmed uppstår en resurskostnad vid en viss användning av vattnet.

I ramdirektivet syftar begreppet resurskostnad främst på de uteblivna möjligheter för andra användare som uppstår när vattenresurserna förbrukas snabbare än sin naturliga återfyllnadstakt, t.ex. i samband med överuttag av grundvatten. Begreppet *miljökostnad* kan tolkas som den kostnad som uppstår när en försämring av miljön, exempelvis vattenstatusen, medför någon form av försämring av människors välfärd. Noteras bör att utsläpp till vatten också är ett sätt att använda resursen vatten och att den degradering av resursen som blir följderna också är att betrakta som en *resurskostnad*. Det innebär att miljökostnader snarast är att betrakta som en typ av resurskostnader. En anledning att använda begreppet miljökostnader skulle kunna vara att skilja på denna typ av resurskostnad (där vattenkvaliteten degraderas) och den typ av resurskostnad som uppstår när vatten används på ett sätt så att *mängden* tillgängligt vatten för annan användning försämras.

Med *finansiella kostnader* för vattentjänster avses i ramdirektivet bl.a. kostnader för att tillhandahålla och administrera vattentjänster; alltså drifts- och underhållskostnader samt kapitalkostnader. Återigen kan det konstateras att även dessa kostnader i grunden också är *resurskostnader*. Därmed skulle dessa också endast utgöra ett exempel på resurskostnader. Eftersom finansiella kostnader endast innefattar kostnader för sådan typ av användning som är prissatt så finns det dock resurskostnader som *inte* är finansiella kostnader. I de fall när vatten kan användas utan betalning, exempelvis genom att utsläpp kan göras gratis, så finns det en resurs-

kostnad, eventuellt alltså i form av en miljökostnad, som inte motsvaras av en finansiell kostnad.

Frågan om huruvida ramdirektivets krav på kostnadstäckning uppfylls har utretts i kapitel 3. Här kommenteras endast ett par aspekter som bör beaktas utifrån det vidare perspektiv som ligger till grund för detta kapitel.

Marknadslösningar innebär i regel att användare betalar de fulla kostnaderna för all resursanvändning där resurserna är prissatta på marknader och där några subventioner inte förekommer. Det viktiga undantaget är de resurser som saknar tydliga ägare och som inte är prissatta via styrmedel; dessa kan användas gratis och målet om kostnadstäckning uppfylls inte.

Effektiva priser på utsläpp, genom exempelvis utsläppsskatter, leder i regel också till kostnadstäckning för miljökostnaderna. I princip skulle det kunna finnas fall där vattenstatusen är så dålig att den inte kan försämras mer. Det skulle innebära att marginalkostnaden för ytterligare utsläpp är noll och att ett effektivt pris på ett sådant utsläpp skulle vara noll. Utöver att sådana fall är sällsynta, om de ens förekommer, så innebär målsättningen att god vattenstatus ska nås att ett pris, t.ex. i form av en utsläppsskatt, bör sättas så högt att målet nås. Med en utsläppsskatt på den nivån uppfylls sannolikt också kravet på kostnadstäckning för miljökostnader. Givet att mål formuleras i termer av utsläppsmängder och kostnadseffektivitet är därför de problem som finns med att mäta miljövärden och miljökostnader i monetära termer inte något stort problem för att kunna utforma en vattenprispolitik som leder till att miljömål nås på ett kostnadseffektivt sätt.

En viktig slutsats av det faktum att miljökostnader är en form av resurskostnader är att en utsläppsskatt kan motiveras även om utsläppen har minskat så att endast en acceptabel påverkan på vattenstatusen sker. Om det finns flera aktörer som skulle kunna ha nytta av att använda detta "utsläpputrymme" så innebär det att det finns en alternativkostnad / resurskostnad förknippad med att just en viss aktör använder utsläppsutrymmet; det skulle ju kunna användas av någon annan. Denna kostnad skulle kunna speglas av en utsläppsskatt för att utsläppsutrymmet ska användas på det mest välfärdshöjande sättet. Inbetalningarna av en sådan skatt skulle mer än väl leda till kostnadstäckning vad det gäller miljökostnaderna (som ju är låga, kanske nästan noll) men vara motiverad ur effektivitetsskäl och för att uppfylla kravet på kostnadstäckning vad det gäller *resurskostnaden*.

Om kostnadstäckningen ska uppfyllas genom en utbetalning eller genom att man avstår från intäkt är en fördelningsfråga. Tolkningen här är alltså att kravet på kostnadstäckning, liksom kravet på effektivitet, skulle kunna vara uppfyllt även utan utbetalning. Detta skulle exempelvis gälla för den som har använt eget kapital till en investering (användaren har inga ränteutgifter men avstår från möjliga ränteintäkter), för den som själv använder eget vatten (användaren betalar inte men avstår från den intäkt som försäljning hade kunnat ge) liksom för den som utnyttjar sin rättighet till utsläpp (förorenaren betalar inte men avstår från en möjlig ersättning för att inte släppa ut). Enligt det sista exemplet skulle kraven på effektivitet och kostnadstäckning kunna uppfyllas även om verksamheter gavs rättigheter till en viss mängd utsläpp men erbjöds kompensation för att minska utsläppen under denna nivå. Men, frågan om hur rättigheterna *bör* fördelas kan besvaras utifrån någon princip för rättvisa. Detta leder över till frågan om PPP, som just är en princip för vem som bör betala för utsläpp.

7.8 Prispolitik för att uppfylla PPP, principen att den som förorenar ska betala

Så här långt har målsättningarna uppfyllande av miljömålet, effektivitet/kostnadseffektivitet samt kostnadstäckning diskuterats. En slutsats så här långt är att prispolitik delvis har en potential att leda till att dessa mål uppfylls men att säkerheten när det gäller att nå miljömålet är en av svagheterna. Denna svaghet kan dock hanteras, exempelvis genom användande av överlåtelsebara utsläppsrätter eller genom att skatter/subventioner kombineras med individuella gränser för utsläpp. En annan viktig slutsats är att de fördelar med prispolitik som påvisats bygger på att enskilda verksamheter har en flexibilitet och att de, utifrån priser och egna åtgärdskostnader, har incitament att välja typ och mängd av åtgärder så att den sammanlagda åtgärdskostnaden för den uppnådda utsläppsreduktionen minimeras. Det är alltså inte betalningen, utan incitamentet via priserna, som är centralt för effektivitet/kostnadseffektivitet. Ett sådant incitament kan skapas antingen genom att man betalar eller genom att man får betalt; kostnadseffektivitet skulle alltså kunna uppnås såväl med utsläppsskatter som med subventioner av utsläppsminskningar. Inte heller kravet

på kostnadstäckning anger, såsom det tolkats ovan, hur rättigheterna bör vara fördelade.

Principen om att förorenaren ska betala, PPP, kompletterar övriga mål genom att tillföra ett kriterium för vem som *bör betala* kostnaderna för utsläpp. PPP anger därmed hur rättigheter *bör* vara fördelade när det gäller utsläpp. PPP kan, som redovisats i tabell 7.1, tolkas på olika sätt. Enligt en tolkning, A i tabell 7.1, är förorenaren skyldig att betala för att reducera utsläpp till en viss nivå, men behöver inte betala för de utsläpp som kvarstår. Enligt en annan tolkning, B, är förorenaren skyldig att betala för såväl åtgärder som för miljökostnaden av kvarstående utsläpp.

I detta avsnitt diskuteras PPP med utgångspunkt i fördelning av rättigheter till utsläpp. En slutsats är att tolkning A är en fullt möjlig tolkning. Denna tolkning leder dock till att det *"enligt principen att förorenaren ska betala är OK att de drabbade står för en del av miljökostnaden"*. En annan slutsats är att tolkning A är svår-förenlig med de övriga kraven som ramdirektivet ställer på en prispolitik. Det är inte ens logiskt möjligt att utforma en prispolitik som leder till kostnadseffektivitet om inga åtgärder får subventioneras samtidigt som förorenarna inte betalar för utsläpp.

I fortsättningen av detta avsnitt diskuteras först frågan om vad en förorening är och vem som är att betrakta som förorenare. Det konstateras därefter att såväl föroreningar som åtgärder mot föroreningar medför kostnader och att dessa, även om summan av dem minimerats, måste betalas av någon. Därefter beskrivs, ur ett rättighetsperspektiv, hur dessa kostnader skulle kunna fördelas; mer specifikt hur stor del av dem som bärs av förorenaren. Slutsatsen är att en sådan fördelning måste grundas på en värdering, på någon moralisk princip om hur rättigheter *bör* fördelas. PPP är en sådan princip, men en princip som kan tolkas, och har tolkats, på olika sätt. Det visas att den tolkning som innebär att förorenaren endast betalar för åtgärds-kostnader visserligen är en möjlig tolkning men att den inte på ett logiskt sätt kan kombineras med ramdirektivets övriga krav. Avsnittet om PPP avslutas med några slutsatser rörande utformningen av en prispolitik.

7.8.1 Vad är en förorening och vem är förorenare?

PPP betyder att *förorenaren* ska betala. Förorenaren måste förstås som den som är (juridiskt eller moraliskt) ansvarig för en förorening. En förorening i sin tur förstås här som någonting som försämrar kvaliteten på, i detta sammanhang, vatten. Ofta utgörs föroreningar av icke önskvärda ämnen eller substanser men i princip kan en förorening också handla om exempelvis ljud eller temperaturförändringar. Begreppet är alltså i någon mening normativt; det syftar på en förändring jämfört med ett (utifrån någon värdering) idealt tillstånd på vattnet.

Vatten förorenas alltså vid *en tillförsel av någonting till vattnet som påverkar dess kvalitet negativt*. Utsläpp, att någonting tillförs vattnet, kan vara förorenande men behöver alltså inte vara det. Om ett utsläpp ska betraktas som en förorening eller inte beror på vilken kvalitet på vattnet som uppfattas som idealt samt vilken typ och mängd av utsläpp det handlar om. Detta innebär att ett bedömningsav om ett enskild utsläpp är en förorening eller inte också kan vara beroende av hur stora andra utsläpp, nu och tidigare, är och har varit. Detta innebär, som framgår av kapitel 4, att det i många fall mer eller mindre helt saknas utrymme för utsläpp som är förorenande.

Det bör noteras att ett opåverkat vatten inte med nödvändighet är det önskvärda tillståndet eftersom nyttan av en bättre vattenstatus ska vägas mot kostnader för att uppnå det. Det kan finnas utsläpp som är att betrakta som föroreningar även när målet för vattenstatus eller utsläppsmängder är uppnått. Det gäller t.ex. när målet är formulerat utifrån en samhällsekonomisk avvägning mellan olika kostnader men också när målet är formulerat isom i ramdirektivet för vatten. Målsättningen enligt ramdirektivet är "god status" men vatten kan också ha en "hög status". En rimlig tolkning av detta är att en hög status innebär ett bättre vatten, och att det därmed finns en viss kostnad av att "bara" uppfylla "god status", samt att det ofta bedöms vara så att denna kostnad är lägre än kostnaden för de åtgärder som skulle krävas för att uppnå "hög status". Eftersom det önskvärda tillståndet skiljer sig från det ideala tillståndet (som hade varit önskvärt bara om man inte måste ge avkall på något annat mål för att uppnå det) är alltså en del av utsläppen att betrakta som föroreningar även om man skulle ha nått utsläppsmålet.

Förorenare är den som är ansvarig för det förorenande utsläppet. I de flesta fall kan ett utsläpp kopplas till en aktivitet eller till en egendom vilket innebär att den som är ansvarig för aktiviteten eller egendomen också är att betrakta som ansvarig för utsläppet, och, om utsläppet är förorenande, också som förorenare. Ofta är det aktivitet som ger upphov till utsläpp. Men, även *inaktivitet*, att inte vidta åtgärder för att minska "naturliga utsläpp" etc. kan bidra till att föroreningarna blir större än vad de annars hade varit. Om exempelvis en markägare är att betrakta som ansvarig för alla utsläpp från sin egendom, även om de är att betrakta som naturliga, är en juridisk fråga. Frågan om "naturliga utsläpp" och hur dessa kan betraktas kommenteras vidare i följande avsnitt.

Naturliga eller antropogena utsläpp – spelar det någon roll?

Utöver att det är svårt att definiera och mäta vilka utsläpp som är "naturliga" så är det inte uppenbart vilka slutsatser som kan dras av en distinktion mellan antropogena¹³ och naturliga utsläpp. I detta avsnitt belyses några frågeställningar, i relation till distinktionen mellan naturliga och antropogena utsläpp, med relevans för definitionen av vem som är att betrakta som förorenare.

Följande frågor diskuteras; Är distinktionen mellan naturliga och antropogena utsläpp relevant och användbar för att:

1. Formulera målsättningen vad det gäller den totala utsläppsmängden?
2. Avgöra vilka utsläpp som bör reduceras?
3. Avgöra vem som, exempelvis utifrån PPP, bör stå för kostnaderna?

Man kan notera att det inte finns någon enkel och entydig gräns för vad som är antropogent och vad som är naturligt. Vilket är, exempelvis, det "naturliga" ekosystem från vilket de "naturliga" utsläppen kommer? I den följande diskussionen bortses från problemet med att definiera, och i praktiken fastställa, vilka utsläpp som är antropogena respektive naturliga. Om analysen skulle visa att det inte finns några för miljöpolitiken relevanta skillnader

¹³ Påverkade av mänsklig aktivitet.

mellan de olika utsläppen så saknar frågan relevans. Om analysen, å andra sidan, skulle visa att det finns en relevant skillnad så måste samma analys också antyda på vilket sätt skillnaden är relevant, något som möjligen kan utgöra en viktig förutsättning för ett försök att peka på möjliga gränsdragningar mellan de olika formerna av utsläpp.

Det är också viktigt att notera att naturlighet inte är någon norm i sig, ingenting är önskvärt bara för att det är naturligt. Man kan däremot ha en värdering att naturlighet är eftersträvanvärt, men då är det denna värdering som utgör grunden för normen. Huruvida naturlighet i praktiken är en avgörande norm (som står över andra eventuella värden) förefaller tveksamt. Om så vore fallet så skulle slutsatsen bli att all naturpåverkande verksamhet bör upphöra (exempelvis jordbruk och sjukvård). Rimligare tolkningar är att naturlighet kan uppfattas som ett värde men att (åtminstone viss) avvägning mot andra värden bör göras.

Även om åtgärder i princip kan sättas in för att minska effekten av "naturliga" utsläpp så kan naturen i sig inte vara ansvarig för utsläppen. Huruvida ägaren till en viss "del av naturen" är ansvarig för t.ex. naturliga utsläpp är en bedömningsfråga som inte med nödvändighet kan besvaras bara utifrån vilka utsläpp som är naturliga. Det är "naturligt" att snö och is rasar från tak, det är naturligt att träd faller över vägar och elledningar och det är naturligt att hundar i vissa fall bitar. I dessa fall är dock ägaren ansvarig för de negativa konsekvenserna som "naturen" medför. En avgörande faktor torde vara om ägaren skulle kunna ha förhindrat skadorna och om det är ett rimligt krav att ställa på ägaren. Ägarens ansvar för utsläpp hänger alltså inte med nödvändighet ihop med vad som är naturliga utsläpp. Det är fullt möjligt att exempelvis markägare kan ges rätt till utsläpp som är större än de naturliga (vilket är en rimlig beskrivning av den situation som gäller för en industriverksamhet som har tillstånd till utsläpp enligt miljöbalken). Men det är också fullt möjligt att markägare anses ansvariga även för naturliga utsläpp; att det åligger ägaren att hindra att negativa effekter drabbar omgivningen.

När det gäller att formulera mål för totala utsläppsmängder kan man ställa sig frågan om att "naturliga utsläpp" bör accepteras och de antropogena utsläppen bör minska? Man kan tolka detta som ett försök att ange hur stora totalutsläppen bör vara (kanske byggt på en idé om försiktighet och om att effekterna av utsläpp vid den historiskt naturliga nivån kan fortgå utan att påverka eko-

systemen). Med denna tolkning så är naturlighet i sig inte normerande; snarare är det en värdering av effekterna (t.ex. direkt och indirekt på människor) av utsläppen som är avgörande för hur stora utsläpp som bör accepteras. Om denna norm kombineras med en uppfattning om att förändrade utsläpp kan leda till förändringar i ekosystem som åtminstone riskerar att ge negativa effekter så kan målet om naturliga utsläppsmängder ses som en strategi för att inte riskera negativa effekter. Detta betyder att naturliga utsläpp i princip skulle kunna vara en utgångspunkt för att formulera ett miljömål. Huruvida det är en bra målsättning är en annan fråga. Det kan dock noteras att en avvägning mot andra mål ofta innebär att naturliga utsläpp inte är målet.

Men, även om målet skulle vara att de totala utsläppen inte bör vara större än de naturliga utsläppen så innebär det inte att det nödvändigtvis är just de antropogena utsläppen som bör åtgärdas. Antag exempelvis att en recipient nås av två bäckar. Från den ena kommer antropogena utsläpp från reningsverk och jordbruk och från den andra kommer utsläpp från ett stor urskogsområde. De förra kan i huvudsak betraktas som antropogena och de senare som naturliga. Antag att utsläppen från vardera utflödet är 75 men att totalutsläppen bör reduceras från de nuvarande 150 till den naturliga nivån 75. Utsläppen från reningsverket skulle kunna reduceras med 50 till en kostnad av 1 000. Utsläppen från urskogsområdet skulle, exempelvis genom anläggandet av våtmarker, kunna reduceras med 75 till en kostnad av 500. Bör man då avstå från den billigare åtgärden bara för att de utsläppen är naturliga? Om kostnadseffektivitet är viktig, om det är effekterna av utsläppen som ligger till grund för miljöpolitiska mål och om målet nås med båda metoderna så bör alltså inte frågan om vilka utsläpp som är naturliga eller antropogena ha någon inverkan på frågan om vilka utsläpp som bör åtgärdas för att nå målet. Åtgärderna bör vidtas på ett sätt och i en kombination så att kostnaderna minimieras, oavsett om det är antropogena eller naturliga utsläpp som åtgärdas.

En annan fråga än vilka utsläpp som bör åtgärdas är frågan om vem eller vilka som bör betala för åtgärderna. Denna fråga faller tillbaka på hur rättigheterna är definierade. Som framgår av diskussionen ovan så finns det inte någon given koppling mellan rättigheter till utsläpp och vilka utsläpp som är naturliga. I vissa fall kan det bedömas som rimligt att en markägare är ansvarig för utsläpp även om de är naturliga medan det i andra fall kan bedömas som orimligt.

Den huvudsakliga slutsatsen blir därmed att distinktionen mellan antropogena och naturliga utsläpp i stort sett saknar relevans.

- bedömningen av hur stora totalutsläpp som bör accepteras grundas snarare på en bedömning av effekterna av utsläppen och någon form av avvägning mellan kostnaden för dessa effekter och kostnaden för att undvika dem
- åtgärder för att minska utsläpp bör göras där de kan göras till lägst samhällsekonomiska kostnader, oavsett om det är antropogena eller naturliga utsläpp som reduceras
- bedömningen av vem som ska betala för åtgärder faller tillbaka på hur rättigheter och skyldigheter definieras av samhället och det finns inte någon entydig logisk koppling mellan dessa och naturlighet.

7.8.2 Såväl föroreningar som åtgärder mot föroreningar medför kostnader

Av föregående avsnitt har det framgått att en förorening innebär att vattenkvaliteten inte är så bra som den idealt skulle kunna vara. Det innebär att det finns kostnader förknippade med föroreningar; mer föroreningar innebär att man måste avstå från en bättre vattenkvalitet. Men det finns också kostnader förknippade med minskade utsläpp. Om utsläppen reduceras genom minskad produktion så medför det att någon måste avstå från den konsumtion som annars hade varit möjlig. Om utsläppen reduceras med andra åtgärder, exempelvis reningsutrustning, så innebär det också en kostnad. Resurser som används till reningsutrustning hade kunnat användas på andra sätt som man måste avstå ifrån. Om utsläppen ökar så leder det alltså till ökade miljökostnader och om utsläppen minskar så leder det till ökade reduktionskostnader. Även i en situation där de sammanlagda kostnaderna minimeras finns det alltså alltid kostnader. Dessa kostnader måste bäras av någon; antingen av den som drabbas av den initialt, eller också kan någon annan stå för kostnaden genom kompensation till den som drabbas.

Kostnader som kommer till uttryck genom faktiska betalningar är tydliga och konkreta men det finns också kostnader som inte motsvaras av några betalningsströmmar men som är lika viktiga att beakta. Att en vattenförekomst skyddas kan innebära minskade produktionsmöjligheter; skyddet medför alltså en kostnad. En för-

orening kan försämra rekreativsmöjligheterna i ett område; utsläppen medför alltså en kostnad. Kostnader, som alltid finns när resurser kan användas på olika alternativa sätt, måste alltså bäras av någon. Frågan är vem.

Principen att förorenaren ska betala är, som redan konstaterats, en princip enligt vilken förorenaren ska stå för, åtminstone vissa, av de kostnader som är relaterade till en förorening. Som tidigare nämnts finns det olika tolkningar av vilka av kostnaderna som ingår i förorenarens betalningsansvar enligt PPP. I avsnittet "Möjliga nivåer för rättighet till utsläpp" nedan analyseras frågan om hur omfattande förorenarens betalningsansvar bör vara.

Det måste poängteras att även utsläpp utan påverkan på vattenstatusen (och som alltså inte är att betrakta som föroreningar) kan medföra en kostnad. Även om de inte medför en *miljökostnad*, genom en försämrad vattenstatus, så innebär ett enskilt utsläpp att möjligheten för andra att utnyttja "utsläppsutrymmet" minskar. Om det finns ett utsläppsutrymme, för utsläpp som inte påverkar vattenstatusen, så kan detta utrymme betraktas som en resurs. Därmed medför den enes användning en *resurskostnad* i och med att andras möjlighet att använda resursen minskar. Detta innebär att, även om PPP inte skulle medföra ett betalningsansvar för icke påverkande utsläpp, så kan det vara befogat med en prispolitik som leder till en effektiv användning av ett eventuellt utsläppsutrymme.

7.8.3 Rättigheter avgör vem som bör stå för kostnaderna – hur fördela rättigheterna?

Frågan om vem som bör betala kan också formuleras som en fråga om rättigheter. Den som har en rättighet kan kräva kompensation för att ge upp rättigheten medan den som inte har rättigheten måste betala för att erhålla rätten.

Följande analys utgår från rättigheter till utsläpp. Om någon har en rättighet att göra en viss mängd utsläpp så innebär det att andra måste respektera denna rättighet. Dessa andra, som har ett intresse av opåverkat vatten, är miljökonsumenter. Om miljökonsumenterna inte har någon rättighet till rent vatten, vilket är en logisk följd av att förorenaren har rätt till utsläpp, måste de antingen acceptera att bära miljökostnaden eller betala kompensation till förorenaren för att denne ska reducera utsläppen. Eftersom fokus här är på i vilken utsträckning förorenaren ska betala spelar det ingen större

roll vilka miljökonsumenterna är. Dessa skulle i princip kunna vara privatpersoner men är i det fortsatta resonemanget ett kollektiv som representeras av staten. Deras eventuella betalning till förorenaren skulle då genomföras genom att staten använder skattemedel (betalade av miljökonsumenterna) för att betala förorenaren.

Om, å andra sidan, miljökonsumenterna har rätt till ett opåverkat vatten måste förorenaren respektera denna rättighet. Det innebär att förorenaren får anpassa sin verksamhet, exempelvis med hjälp av reningsutrustning. Alternativt kan förorenaren genom betalning kompensera miljökonsumenterna för att få göra utsläpp. Med staten som representant för miljökonsumenterna skulle en sådan kompensation kunna ske genom att en utsläppsskatt betalas.

Dessa två möjliga sätt att fördela rättigheter som presenterats ovan är dock inte de enda möjliga. Det finns en oändlig mängd olika sätt att fördela utsläppsrättigheter mellan de två extremerna där förorenaren inte har rätt till några utsläpp respektive har rätt till oändliga utsläpp.

Det finns inga värderingsfria objektiva grunder för hur rättigheter bör fördelas

Som tidigare nämnts så kan kostnadseffektivitet i princip uppnås med hjälp av prissignaler. Så länge det finns möjlighet att betala för att få göra större utsläpp eller få ersättning för att minska utsläppen så finns det incitament för förorenarna att anpassa sina utsläpp utifrån sina respektive åtgärds-kostnader. Det betyder att rättighetsfördelningen i regel inte kan göras utifrån kostnadseffektivitet.

Fördelningen av rättigheter får fördelningseffekter genom att det påverkar vem som måste betala miljökostnader och åtgärds-kostnader. Frågan hur rättigheterna *bör* fördelas måste alltså besvaras utifrån någon värderingsgrundad princip om vad som är en rättvis eller önskvärd fördelning. PPP är en sådan princip, men med olika möjliga tolkningar.

Rättigheter till utsläpp kan alltså definieras på olika sätt. I princip skulle varje verksamhetsutövare kunna ges rätten till en viss, mer eller mindre godtycklig, mängd utsläpp. I följande avsnitt diskuteras några möjliga principiella grunder för en sådan fördelning av rättigheter till utsläpp.

Möjliga nivåer för rättighet till utsläpp

Hur stora rättigheter till utsläpp bör respektive verksamhet få? Eller annorlunda uttryckt; från vilken nivå på utsläpp bör förorenaren vara betalningsansvarig? Först definieras några principiellt olika utsläppsnivåer sedan undersöks om dessa kan ligga till grund för varifrån betalningsansvaret ska gälla.

1) *Utsläpp utan negativ påverkan*. Under en viss gräns har ett utsläpp liten eller obetydlig påverkan på recipienten. Man skulle kunna hävda att utsläpp under den gränsen inte alls är att betrakta som föroreningar och att PPP därmed inte innebär att en verksamhetsutövare behöver betala för dessa utsläpp. I praktiken är gränsen mellan "utsläpp utan påverkan" och föroreningar dock svår att dra. Det är inte heller i praktiken någon objektiv gräns utan en gräns som bygger på en subjektiv värdering av vilken påverkan som är att betrakta som obetydlig.

Man kan alltså tänka sig att betalningsansvaret för utsläpp, som enligt PPP gäller för föroreningar, börjar vid den nivå över vilken utsläppen ger upphov till subjektivt upplevda negativa effekter. Om det är flera verksamheter med utsläpp i samma recipient uppstår då frågan hur det "icke skadliga utsläppsutrymmet" ska fördelas mellan verksamhetsutövarna.

2) *Naturliga utsläpp*. Principiellt skulle man kunna definiera hur stora de "naturliga utsläppen", exempelvis från ett markområde, är (även om det i praktiken är svårt att fastställa).

Kan då denna mängd utgöra utgångspunkt för vilka utsläpp som en verksamhet ska betala för enligt PPP? Nej, inte i sig själv. Om dessa utsläpp är att betrakta som en förorening, med negativa effekter på omgivningen, bestäms inte av om utsläppen är naturliga; "naturliga utsläpp" är inte samma sak som önskvärda utsläpp. Om en resursägare bör hållas ansvarig för "naturlig" påverkan från sin egendom kan man ha olika uppfattningar om men det finns inte någon principiell omöjlighet i att koppla ansvar till ägandet av en resurs. Ett sådant betalningsansvar skulle återspeglas i markpriset och skulle, förutom omställningsproblem, främst innebära ett problem om nettovärdet på marken blev lägre än 0 och ingen vill äga den.

- 3) *Den önskvärda utsläppsnivån.* Den önskvärda nivån på utsläpp kan exempelvis definieras utifrån en samhällsekonomisk avvägning. Denna nivå beskriver hur stora utsläppen bör vara men säger ingenting om hur kostnaderna för att nå dit bör fördelas.

I de flesta fall innebär denna nivå att en avvägning har gjorts och att vissa föroreningar accepteras. Dessa medför dock fortfarande kostnader (även om det hade kostat ännu mer att reducera dem). Från det faktum att en viss utsläppsnivå är önskvärd kan man dock inte dra någon slutsats om vem som bör betala kostnaderna som finns vid denna nivå.

Det är viktigt att skilja på den utsläppsnivå som är önskvärd och den utsläppsnivå som inte orsakar någon påverkan. Om man gör någon form av avvägning mellan olika mål så kan man komma till slutsatsen att viss negativ påverkan från utsläpp är acceptabel. Uppoffringen som skulle krävas för ytterligare förbättring är inte motiverbar. En sådan avvägning skulle göras utifrån ett ekonomiskt perspektiv, med den normativa målsättningen att maximera nyttan i samhället. I detta sammanhang är dock viktigt att notera att någon form av avvägning uppenbarligen gjorts i ramdirektivet; målet har formulerats som ”god status” och inte som ”hög status”. Det faktum att vattnet skulle kunna ha en bättre status än ”god status” innebär att det finns en kostnad förknippad med tillåta ”god status”; man avstår från den extra nytta som ”hög status” skulle kunna ge.

- 4) *En moraliskt grundad rättighetsnivå.* Med ett möjligt undantag för den första punkten ger ovanstående utsläppsnivåer inte någon vägledning för hur stora utsläpp en verksamhetsutövare bör ha rätt till. Det beror på att det inte finns något objektivi-
sätt att fastställa rättigheter. Istället måste de grundas på någon värdering eller moralisk princip. Man skulle exempelvis kunna hävda att ”först till kvarn” bör ha rätt så att exempelvis nyinflyttade grannar inte kan kräva att ett jordbruk avstår från verksamhet som luktar. Man skulle också kunna hävda att den som vill ha en opåverkad miljö alltid har rätt till det eller att en markägare alltid bör ha rätt att använda sin mark som denne önskar oavsett hur omgivningen påverkas.

Men, det är knappast logiskt nödvändigt att rättigheten fördelas fullständigt åt ena eller andra hållet; det går att definiera rättigheten så att en verksamhetsutövare har rätt till vissa utsläpp. En sådan fördelning innebär dock att PPP inte uppfylls.

En sådan fördelning medför inte heller att VPP¹⁴ gäller. Istället innebär det att parterna delar på kostnaderna enligt vad som skulle kunna kallas PPPP (polluter partly pays principle), dvs. förorenaren betalar, men bara delvis.

Inte heller finns det någon logisk nödvändighet i att samma typ av fördelning måste gälla för alla former av utsläpp och på alla platser. På vissa ställen kan det vara rimligt att en verksamhetsutövare har rätt att påverka omgivningen medan samma typ av påverkan kan uppfattas som orimlig på andra ställen.

PPP är alltså en moralisk utgångspunkt för hur rättigheter bör fördelas. Noteras ska återigen att det inte finns några direkta effektivitetsskäl som talar för en viss rättighetsfördelning. För att effektivitet ska uppnås krävs det dock i regel att rättigheter är överlåtelsebara och för kostnadseffektiv utsläppsreduktion krävs det att alla har incitament att reducera till samma marginalkostnadsnivå.

Tolkning av PPP ur ett rättighetsperspektiv

Två tolkningar av PPP har tidigare presenterats. I nedanstående tabell redovisas dessa och tolkningen av dem utifrån ovanstående rättighetsperspektiv.

Tabell 7.2 Olika tolkningar av PPP (A eller B) och därav följande ansvar för att bära miljö- respektive åtgärds kostnader

Implikation av tolkningen •	Miljö kostnader	Åtgärds kostnader
Innebörd av PPP •		
A. Förorenaren betalar endast för reduktionskostnader	Det är acceptabelt att miljö kostnaderna bärs av miljö konsumenterna	Åtgärds kostnaderna ska bäras av förorenarna
B. Förorenaren betalar såväl för reduktionskostnader som för miljö kostnader för kvarstående utsläpp	Miljö kostnaderna ska bäras av förorenarna	Åtgärds kostnaderna ska bäras av förorenarna

¹⁴ Victim Pays Principle, dvs. det är den som drabbas som betalar.

Enligt tolkning A är det alltså endast åtgärds kostnader som ingår i förorenarens betalningsansvar. Förorenaren kan därmed, enligt tolkning A, ges rätten till en viss mängd utsläpp och behöver därmed inte betala för dessa. Det är viktigt att notera att det, i enlighet med tidigare analys, fortfarande kan finnas miljökostnader men att dessa alltså enligt tolkning A inte behöver betalas av förorenaren.

Det kan också noteras att PPP enligt tolkning A i princip kan uppfyllas genom en miljöpolitik med relativt låga ambitioner. Så länge förorenarna betalar för de åtgärder de åläggs att vidta uppfylls PPP, även om det bara ställs krav på marginella åtgärder. PPP enligt tolkning B kan i princip uppfyllas utan att några åtgärder för att minska utsläppen vidtas. Men, eftersom förorenarna enligt denna definition måste betala miljökostnaderna för utsläppen så finns det, så länge reduktionskostnaderna är lägre än miljökostnaden, ett incitament att reducera utsläppen. Det är därför knappast troligt att en tillämpning av PPP enligt tolkning B skulle leda till att inga åtgärder vidtas.

Ett problem med att tillämpa PPP enligt tolkning B är, som beskrivits tidigare, att det krävs en skattning av miljökostnaderna för att man ska vara kunna vara säker på att miljökostnaderna verkligen betalas fullt ut av förorenarna. Men, om målsättningen redan har satts, som är fallet i ramdirektivet, minskar omfattningen av detta problem. För att uppnå en målsättning på ett kostnadseffektivt sätt bör en utsläppsskatt sättas utifrån marginalkostnaderna för åtgärder. Även om detta också kan vara svårt så finns det möjligheter att hantera det problemet, exempelvis genom att gradvis justera nivån på avgiften. I relation till PPP, enligt definition B, är det dock möjligt att man med denna strategi inte fullt ut uppfyller PPP. En initialt satt för låg avgift kan dels leda till att utsläppsmålet inte nås men också till att kravet på PPP inte fullt ut uppfylls. Jämfört med kvantitativa regleringar uppfylls dock PPP, enligt B, i högre omfattning. Men, inte heller om man når utsläppsmålet kan man vara säker på att fullständigt uppfylla PPP. Om utsläppsmålet, relativt en avvägning mellan (de okända) miljökostnaderna och reduktionskostnaderna, är satt så att för mycket utsläpp accepteras är det inte säkert att PPP uppfylls. Å andra sidan skulle en utsläppsskatt på en nivå som leder till att ett, efter en samhällsekonomisk korrekt avvägning satt, mål uppfylls innebära att miljökostnaderna betalas mer än väl. En effektiv skatt bör nämligen sättas så att skattenivån är lika hög som marginalkostnaden vid utsläppsmålet. Om marginalkostnaden för miljöpåverkan är stigande så medför

detta att den totala betalningen från förorenarna överstiger den totala miljökostnaden. Detta är dock inte någon problem vare sig ur effektivitetssynpunkt eller relativt PPP men det har en uppenbar fördelningseffekt.

7.8.4 PPP tillsammans med övriga mål kräver betalning för miljökostnad

Ovanstående analys av de två tolkningarna av PPP har visat att båda tolkningarna är möjliga men att tolkning A innebär ett mindre omfattande kostnadsansvar för förorenarna än tolkning B. Tolkning A innebär att miljökonsumenterna får bära miljökostnaderna för de utsläpp som kvarstår.

I detta avsnitt fördjupas analysen av de två tolkningarna av PPP. En av utgångspunkterna i detta kapitel är att undersöka om de olika målsättningarna kan tolkas på ett sätt så att de är meningsfulla tillsammans. Det innebär att varje målsättning bör tillföra någonting utöver de andra samt att målsättningarna inte är logiskt motsägelsefulla. I detta avsnitt analyseras därför om båda tolkningarna är förenliga med målsättningen att utforma en prispolitik som leder till kostnadseffektivitet och kostnadstäckning.

Ovan har det argumenterats för att de båda tolkningarna av PPP i princip är möjliga. Man kan dock konstatera att tolkning A kan tillämpas så att PPP i princip saknar innebörd. Exempelvis skulle en politik där ytterst begränsade krav på rening ställs, och förorenaren betalar en försumbar summa för att uppfylla dessa krav, vara i linje med PPP.

I det följande visas att de samlade kraven på en prispolitik innebär att det är orimligt att tolka PPP på annat sätt än att miljökostnaderna, och inte endast reduktionskostnaderna, också ska betalas av förorenaren.

Om följande förutsättningar gäller:

- 1) PPP tolkas som att, åtminstone en viss mängd, skadliga utsläpp kan göras utan att förorenaren betalar för detta.
- 2) Förorenarna ges rättigheter till gratis utsläpp så att summan av dessa utsläpp har en negativ påverkan på vattenrecipienten.
- 3) Myndighetens initiala fördelning av dessa rättigheter kan inte, på grund av bristande information, göras på ett kostnadseffektivt sätt.

- 4) Kostnadseffektivitet ska uppnås. Av ovanstående följer att någon form av prispolitik krävs för att nå detta mål samt att denna måste innefatta subventioner av utsläppsminskningar.

Detta implicerar att:

- 5) En definition av PPP som *inte* innefattar betalning av miljökostnaden med nödvändighet också måste acceptera subventioner av utsläppsminskningar.

Om man accepterar att subvention av utsläppsminskningar aldrig kan vara förenligt med PPP så följer alltså, under ovanstående antaganden, att även betalning av miljökostnaderna måste ingå som ett krav för att PPP ska uppfyllas.

Den tolkning av PPP som innebär att miljökostnaderna inte behöver betalas är dock möjlig om någon av ovanstående förutsättningar inte gäller.

Om 2) inte gäller så är de utsläpp som tillåts, eller som kan göras gratis, så små att miljökostnaden är noll. Detta skulle innebära en tolkning av PPP som säger att "miljökostnaden behöver inte betalas om den är 0". Denna tolkning är dock kompatibel med tolkningen att miljökostnaden ska betalas. Implicit så skulle denna tolkning av PPP innebära ett krav, inte bara på att förorenarna betalar reduktionskostnader, utan också på att myndigheterna via regleringar begränsar utsläppen till en nivå som inte medför några miljökostnader. I många fall vore en sådan politik sannolikt samhällsekonomiskt ineffektiv. Dessutom skulle en sådan politik, fördelningsmässigt, innebära högre kostnader för förorenarna än en politik där större utsläpp kan tillåtas om förorenarna betalar för dem. Att ramdirektivet har "god status" som mål, och inte "hög status" implicerar att viss mängd utsläpp med negativ påverkan är acceptabla och att även utsläpp har en miljökostnad även när god vattenstatus har uppnåtts.

Antagande 3 är det antagande som ligger bakom slutsatsen att en prispolitik skulle kunna vara mer kostnadseffektiv än kvantitativa regleringar av varje enskilt företag. Om myndigheterna hade fullständig information om samtliga förorenares reduktionskostnader så skulle kostnadseffektivitet kunna uppnås genom kvantitativa regleringar av utsläppen från varje enskilt företag. Om någon prispolitik inte skulle behöva användas så skulle förorenarna kunna vara ansvariga för betalning av reduktionskostnader utan att några subventioner för utsläppsminskningar skulle behöva betalas.

Om 4) inte gäller, så att kostnadseffektivitet inte är ett mål, så krävs inte heller någon prispolitik. På samma sätt som i föregående stycke så skulle det innebära att PPP skulle kunna tolkas som att subventioner inte är acceptabla samtidigt som betalning av miljökostnader inte krävs.

En förutsättning för ovanstående diskussion var att subvention av utsläppsminskningar inte är förenligt med PPP och att således PPP också måste innefatta ett krav på att miljökostnaderna betalas av förorenaren. Men om subventioner av utsläppsminskningar vore acceptabla enligt PPP skulle inte heller betalning av miljökostnader med nödvändighet krävas enligt PPP. En sådan tolkning av PPP, att vare sig utsläppsminskningar eller miljökostnader behöver betalas av förorenaren, är dock knappast tänkbar. Hela begreppet skulle i så fall sakna all innebörd.

Men, en viktig reservation mot detta måste göras. En av förutsättningarna ovan, punkt 2), var att den totala utsläppsmängden översteg den mängd utsläpp som skulle kunna göras utan att skada uppstår. Om det finns en sådan mängd som är större än 0 skulle detta utsläppsutrymme kunna fördelas mellan förorenarna/verksamheterna. Det skulle innebära att en enskild förorenare/verksamhetsutövare har rätt till en viss mängd utsläpp som inte är att betrakta som föroreningar. En rimlig tolkning är att PPP inte kräver att någon betalning görs för dessa utsläpp. Kostnadseffektivitet kräver dock att detta utsläppsutrymme används där det ger störst nytta. Eller, annorlunda uttryckt, att minskningar av de utsläpp som är definierade som icke skadliga ska göras så länge det är billigare att reducera dessa än att reducera utsläpp som betraktas som föroreningar¹⁵. För att en prispolitik ska leda till kostnadseffektivitet i detta fall så krävs att subventioner betalas till de verksamheter som kan reducera sina icke påverkande utsläpp till lägre kostnader.

Subventioner av utsläppsminskningar är alltså förenligt med PPP i de fall som det gäller utsläpp som utgör en del av ett eventuellt utrymme för icke påverkande utsläpp. På samma sätt kan subventioner vara kompatibla med PPP om de betalas till någon som inte är vare sig förorenare eller utsläppare. Ett exempel på

¹⁵ Notera att utsläppen antas nå samma recipient och att det är totalmängden som påverkar recipientkvaliteten. Huruvida ett visst utsläpp påverkar recipienten beror på totalbelastningen. Det utsläpp från en enskild verksamhetsutövare som juridiskt är definierat som ett icke påverkande utsläpp är i praktiken icke påverkande endast om de totala samlade utsläppen är lägre än den mängd som inte leder till någon påverkan.

detta är subventioner som betalas för anläggande av en våtmark som renar utsläpp som gjorts av någon annan.

7.8.5 Slutsatser – en prispolitik enligt principen om att förorenaren ska betala

Analysen av möjliga tolkningar av PPP har visat att båda de analyserade tolkningarna är möjliga men att tolkning A blir mot-sägelsefull i kombination med andra krav på en prispolitik. Med tolkning A kan, i princip, en prispolitik utformas så att såväl kravet på PPP som kraven på kostnadseffektivitet och kostnadstäckning uppfylls. Om utsläppsskatter används finns det dock ett problem med att det är svårt att med säkerhet nå miljömålet. Ett system med överlåtelsebara utsläppsrätter, där mängden utsläppsrätter begränsas så att målsättningen nås, kan dock hantera även detta problem. Om utsläppsrätterna delas ut gratis så uppfylls PPP enligt definition A men inte enligt definition B. Om de, å andra sidan, auktioneras ut så finns förutsättningar för att PPP uppfylls även enligt definition B. Någon garanti för att priset blir tillräckligt högt för att fullständigt uppfylla kravet på att hela miljökostnaden finns dock inte, men PPP uppfylls åtminstone i högre utsträckning än om ingen betalning för utsläppen krävs.

Utan något krav på PPP så kan exempelvis subventioner användas på ett sätt så att kostnadseffektivitet uppnås. Med rätt utformning så kan även kravet på kostnadstäckning, med tolkningen att det är tillräckligt att förorenaren har en alternativkostnad för utsläppen, uppfyllas.

I analysen av PPP har det konstaterats att det i princip skulle kunna finnas utsläpp som inte är att betrakta som föroreningar. Mot bakgrund av de historiska utsläppen i Sverige är detta dock i realiteten en ovanlig situation. I den mån det finns sådana utsläpp så kan dessa göras gratis utan att det strider mot någon av definitionerna av PPP. Detta skulle exempelvis kunna gälla för utsläpp av näringsämnen i Norrlands inland.

I en situation när det finns ett utsläppsutrymme så att vissa utsläpp kan göras utan miljökostnader så skulle detta utrymme kunna fördelas mellan verksamhetsutövare så att en viss mängd utsläpp kan göras gratis utan att detta skulle strida mot någon av PPP-definitionerna. För att kostnadseffektivitet ska kunna uppnås bör det dock finnas incitament att minska även dessa utsläpp

eftersom kostnadseffektivitet kan innebära att vissa förorenare bör minska utsläppen under sin del av utsläppsutrymmet. Utan att det strider mot PPP skulle ett sådant incitament kunna utgöras av en subvention av minskningar under den nivå som utgörs av respektive verksamhets andel av utsläppsutrymmet. Fördelningen av ett eventuellt utsläppsutrymme kan dock utgöra ett problem. Det finns inte några objektiva principer för hur en sådan fördelning bör gå till. Det faktum att någon tidigare haft stora utsläpp kan leda till olika slutsatser; att detta grundats på en rättighet som bör få behållas, eller att utsläppsutrymmet har förbrukats (särskilt om tidigare utsläpp varit större än den andel av utsläppsutrymmet som skulle kunna anses rimlig). En möjlig utgångspunkt för att fördela sådana möjligheter till gratisutsläpp skulle kunna hittas i tidigare juridiskt bindande rättigheter. De verksamheter som tidigare haft tillstånd enligt miljöbalken skulle exempelvis kunna anses ha viss rätt till gratis utsläpp. Ett problem med en sådan utgångspunkt är dock att bedöma hur nytillkomna verksamheter ska behandlas.

7.9 Prispolitik för att nå andra mål – andra aspekter att beakta vid utformandet av en prispolitik

I detta kapitel har några centrala målsättningar för en prispolitik diskuterats. Men det finns naturligtvis en mängd andra aspekter som bör ingå vid en slutgiltig bedömning av hur en vattenpolitik bör utformas. I kapitel 5 om styrmedel har ett antal sådana aspekter berörts. Diskussionen i detta kapitel är därför långtifrån fullständig.

Fördelningsaspekten har här behandlas utifrån en speciell dimension, nämligen utifrån hur stor del av kostnaderna som förorenarna bör bära. Men, olika former av styrmedel skulle också kunna påverka fördelningen mellan andra grupper; hög- och låginkomsttagare, kvinnor och män eller stads- och landsbygdsbor etc. Dessa fördelningsaspekter behandlas inte djupare här. Det kan bara konstateras att sådana fördelningsfrågor ofta kan hanteras mer direkt än genom exempelvis prispolitik för vatten. Låginkomsttagare kan gynnas på annat sätt än att pris på exempelvis vatten sätts lägre än vad som är effektivt. Om det är tillgången till en viss resurs, som vatten, som anses viktig skulle effektivitet och fördelning kunna kombineras genom ett system med överlåtelsebara rättigheter där de grupper som man vill gynna tilldelas gratis rättig-

heter. Om dessa är överlåtelsebara ökar förutsättningarna för att man också når effektivitetsmålet.

Ett annat mål, som också innehåller en fördelningsaspekt, är att statsutgifterna inte bör öka. Ovan har statens roll bland annat beskrivits som att vara representant för miljökonsumenter. Det ledde till slutsatsen att en tillämpning av PPP innebär att några subventioner inte betalas. Det ska dock poängteras att i de fall som det inte finns någon juridiskt ansvarig för en förorening så bör staten, om det är motiverat av kostnadseffektivitetsskäl, betala för att dessa föroreningar åtgärdas. Det bör dock noteras att detta i ett system där man i övrigt tillämpar PPP enligt definition B inte behöver betyda att statens nettoutgifter ökar; utsläppsskatter från nuvarande förorenare kan mycket väl ge intäkter som är högre än utgifterna.

En annan målsättning gäller konkurrenskraften hos industrin och att denna inte bör försämrats. Ur ett ekonomiskt perspektiv bör detta kommenteras på ett par punkter. För det första är konkurrenskraft någonting relativt; om konkurrenskraften för t.ex. en viss industri ökar så innebär detta per definition att den relativa konkurrenskraften för annan industri minskar. För det andra så bör, ur ett effektivitetsperspektiv, konkurrenskraften bestämmas av hur väl resurser utnyttjas. För att resursanvändandet verkligen ska påverka konkurrenskraften så bör resursutnyttjandet speglas i priser och därmed i företagens kostnader. Ett företag med mindre utsläpp bör, allt annat lika, vara mer konkurrenskraftigt än ett företag med utsläpp om effektivitet är viktigt. Att konkurrenskraften, med en prispolitik utformad så att förorenarna betalar för miljökostnaderna, skulle kunna försämrats för den som har stora utsläpp behöver inte vara något samhällsproblem. Till ovanstående argument ska också läggas att de mer långsiktiga effekterna kan bli att de företag som drabbas av ökade kostnader får ett kraftigare incitament att effektivisera sin resursanvändning vilket på sikt kan leda till sänkta kostnader och ökad konkurrenskraft. Även om enskilda företag alltså på sikt skulle kunna gynnas av att exempelvis utsläpp prissätts så är effekten, åtminstone på kort sikt, negativ för det enskilda företaget som har stora utsläpp. Detta leder, särskilt för företag som konkurrerar på en världsmarknad, med stor sannolikhet till minskad lönsamhet och det kan inte helt uteslutas att enskilda företag drabbas hårt. Även om detta ur ett samhällsekonomiskt perspektiv alltså i princip skulle kunna vara en fördel, intäkterna från en produktion bör kunna täcka hela produktionskost-

naden, så är det viktigt att beakta startläget. För många företag tar det lång tid, eller mycket lång tid, att helt anpassa sig till förändrade villkor och priser. En allt för snabb övergång till ett system där förorenarna betalar fullt ut för miljökostnader kan därför innebära stora problem. Om verksamhet har byggts upp och investeringar gjorts utifrån ett visst regelsystem finns det anledning att vara något försiktig med förändringar i regelverket. Ett sätt att hantera detta problem kan vara att tydligt peka ut en riktning för en förändring i politiken och sedan gradvis övergå till att allt mer tillämpa exempelvis PPP enligt definition B.

En annan viktig aspekt i relation till konkurrenskraften är de möjliga effekterna av att endast vissa av förorenarna får betala för miljökostnaderna medan andra är undantagna. Det finns då en risk att de verksamheter som är undantagna ökar i omfattning på bekostnad av de som betalar för sina utsläpp. Effekten skulle kunna bli att de utsläpp som man vill åtgärda ökar. Denna situation skulle kunna uppstå om olika regler gäller för olika verksamheter inom ett land eller om olika regler gäller i olika länder. Inom landet har lagstiftaren möjlighet att utforma styrmedel på ett sätt så att detta potentiella problem beaktas. När det gäller att olika regler kan gälla i olika länder kan problemet vara större. Man skulle kunna se ramdirektivet för vatten som ett sätt att hantera denna typ av problem. Om alla länder skulle tillämpa PPP enligt definition B så skulle det inte vara något problem inom EU. Men, för att det verkligen ska vara ett problem att "utsläpp flyttar" så måste de ökade utsläppen uppkomma på ett ställe där de är problematiska. Om utsläpp med lokala effekter minskar i Sverige, men samtidigt ökar i något annat land, så är detta positivt för Sveriges uppfyllande av målet om en bättre vattenstatus. Man kan hävda att det är problematiskt att indirekt bidra till ökade utsläpp i andra länder, även om dessa utsläpp inte drabbar Sverige, men man kan också hävda att ansvaret för detta främst ligger på det andra landet. Orsaken till att utsläppen eventuellt skulle öka där skulle ju kunna vara avsaknaden av en effektiv och ändamålsenlig vattenprispolitik i det landet.

7.10 Prispolitik för flera mål – relationen mellan målen

En slutsats som kan dras från ovanstående tolkningar av de mål som bland annat återfinns i ramdirektivet är att de är logiskt förenliga endast om i) PPP tolkas som en princip som innefattar att förorenare inte har någon rätt att förorena (och därmed ska betala för såväl miljökostnader som för reduktionskostnader) *eller* om ii) PPP tolkas som en princip enligt vilken förorenare inte har någon skyldighet att betala vare sig för miljökostnader eller för reduktionskostnader. Den andra tolkningen skulle innebära att PPP helt saknar någon innebörd skild från en princip där förorenaren har rätt till utsläpp. Samtidigt visar denna slutsats att PPP, enligt tolkning B, inte är någon nödvändig förutsättning för att uppfylla de andra målsättningarna i ramdirektivet. Miljömålen skulle i princip kunna nås på ett kostnadseffektivt sätt genom att subventioner betalas för reduktion av utsläpp¹⁶. Målet för kostnadstäckning skulle med ett sådant system också kunna uppfyllas om det är en godtagbar tolkning att varje användare upplever en alternativkostnad för sin användning.

En av utgångspunkterna för analyserna ovan var att de olika målsättningarna skulle tolkas så att de är meningsfulla i relation till varandra och, åtminstone i princip, förenliga. Men, en viktig invändning mot en sådan utgångspunkt är att detta inte behöver vara fallet; man kan mycket väl tänka sig en uppsättning mål som är delvis motsägelsefulla och där olika vikt läggs vid olika mål i enskilda fall. I slutändan är det en politisk fråga hur olika mål ska vägas mot varandra. Analysen ovan har haft till syfte att visa om olika mål i princip är möjliga att förena eller om de, redan i princip, är motsägelsefulla.

Det är dock viktigt att skilja på mål som i praktiken är svåra att uppnå samtidigt och mål som är logiskt oförenliga. Så kan det t.ex. vara svårt att i praktiken nå måluppfyllelse och kostnadseffektivitet samtidigt; men det beror inte på att målen är logiskt oförenliga. Andra mål kan dock vara logiskt oförenliga; vilket har visats gälla för de ovan analyserade målen om PPP tolkas enligt definition A. Det finns också olika fördelningsmål som är oförenliga; man kan inte samtidigt uppfylla målet att förorenare ska betala miljökost-

¹⁶ En nödvändig förutsättning för att det totala utbetalda beloppet för subventioner inte ska bli oändligt högt är att en nivå från vilken minskade utsläpp subventioneras fastställs för varje potentiell förorenare med rätt att erhålla subvention.

naden för sina utsläpp och ett mål att förorenare inte ska behöva betala mer för sina utsläpp. Om det andra målet däremot formuleras som att företagen, som grupp, inte ska drabbas av ökade totalkostnader så finns det möjlighet att kombinera målen. Detta skulle kunna göras genom det som kallats skatteväxling; att andra skatter sänks samtidigt som betalningsansvar för miljökostnader tillämpas i större omfattning.

Finns det skäl att inte uppfylla målen?

Det kan finnas olika skäl som talar för att enskilda mål inte bör uppfyllas. Som beskrivits ovan så kan vissa mål vara logiskt oförenliga. Om så är fallet så måste man i praktiken ge avkall på åtminstone något av målen. Men även mål som är logiskt förenliga kan, när en detaljerad politik ska utformas och implementeras, visa sig praktiskt oförenliga. Även i det fallet måste man ge avkall på åtminstone något av målen. I praktiken måste man alltid väga olika mål mot varandra och ta ett beslut om i vilken grad olika mål bör uppfyllas i det enskilda fallet.

I detta avsnitt diskuteras några möjliga fall när man kan behöva ge upp något, eller flera, av målen. Diskussionen är inte på något sätt fullständig; det finns i praktiken många avvägningar mellan olika mål som måste göras och alla kan inte behandlas här.

Ett viktigt fall är de situationer när det inte finns någon juridiskt ansvarig förorenare. Ett exempel på detta är när historiska utsläpp, från verksamhet som har upphört, fortsätter att förorena och påverka vattenstatusen. Om det inte finns någon juridiskt ansvarig kan inte PPP uppfyllas; det finns inte längre någon förorenare som kan betala vare sig åtgärdskostnader eller miljökostnader. Om PPP skulle vara det överordnade målet så skulle man avstå från att åtgärda sådana föroreningar. Men om kostnadseffektivitet är en viktigare målsättning bör även dessa föroreningar åtgärdas så långt som krävs för att nå god vattenstatus och om kostnaden inte är högre än för andra åtgärder.

I detta kapitel har i huvudsak miljökostnader respektive åtgärds-kostnader diskuterats. Men det är viktigt att komma ihåg att det finns kostnader som kanske inte uppenbart kan hänföras till någon av dessa typer av kostnader.¹⁷ Det finns alltid kostnader förknippa-

¹⁷ Det är många kostnader som bör ses som en del av dessa kostnader. Om de kostnader som en förorenare måste bära delvis förs vidare till konsumenterna, vilket dock inte alltid är

de med själva införandet och användandet av varje form av styrmedel, kostnader som kan beskrivas som transaktionskostnader. Dessa kostnader består bland annat av administrationskostnader hos såväl myndigheter som hos reglerade företag. Om man ser dessa kostnader som en följd av att det görs utsläpp, vilket är rimligt i de fall som kostnaderna skulle upphöra om utsläppen upphörde, är det rimligt att dra slutsatsen att dessa kostnader är en form av åtgärds-kostnader och att de därmed, enligt PPP, bör bäras av förorenarna.

Det faktum att det finns transaktionskostnader kan påverka såväl vilken kombination av åtgärder som är kostnadseffektiva som vilken typ av styrmedel som bör användas. Det har redan konstaterats att höga mätkostnader, en del av transaktionskostnaderna, gör det mindre lämpligt att rikta styrmedel, av något slag, direkt mot diffusa utsläpp. Om mätkostnaderna är högre än de effektivitetsvinster som i övrigt skulle kunna göras genom att rikta ett styrmedel mot utsläpp och låta förorenarna välja individuellt billigaste reduktionsmetod bör styrmedlet istället riktas mot någon indikator på utsläppet. Detsamma gäller också för olika typer av styrmedel. Om de extra transaktionskostnaderna som ett ekonomiskt styrmedel kan medföra är högre än de kostnadsbesparingar som det skulle kunna medföra bör någon annan form av styrmedel användas. Det bör dock poängteras att transaktionskostnader kan vara mer förknippade med att man styr och mot vad man styr än med typen av styrmedel. Oavsett vilken typ av styrmedel man använder måste man, om det riktas mot utsläpp, mäta och kontrollera utsläppsmängder. Den extra kostnad som en skatt på redan uppmätta utsläpp medför bör i många fall vara relativt låg.

Om transaktionskostnaderna för alla former av styrmedel riktade mot en viss typ av utsläpp, exempelvis diffusa utsläpp, är väldigt höga kan det innebära att den mest kostnadseffektiva lösningen är att inte rikta några styrmedel alls mot just dessa utsläpp. Även om en sådan situation i praktiken skulle vara ovanlig så är det viktigt att beakta att även transaktionskostnader är verkliga kostnader, de speglar någon form av resursförbrukning, och att dessa bör beaktas

möjligt, så är konsumenternas ökade kostnader ett uttryck just för att åtgärds- och/eller miljö-kostnader har påförts förorenaren. Det handlar dock inte om några ytterligare kostnader utan om en omfördelning av kostnader via produktmarknaden. Att ett företag, beroende på marknadssituation, kan föra över vissa av sina kostnader på konsumenterna strider inte mot PPP. Av kostnadseffektivitetsskäl är det viktigt att konsumenterna får en signal, via priser, om hur stor resursförbrukningen är. En konsumtionsminskning kan mycket väl vara en del i en kostnadseffektiv kombination av åtgärder.

vid utformandet av vattenpolitiken. Om de flesta former av styrmedel riktade mot en viss typ av föroreningar medför höga transaktionskostnader så behöver inte enda lösningen vara att acceptera dessa föroreningar. Ibland skulle ett förbud för en viss typ av verksamhet kunna genomföras till relativt låga transaktionskostnader och om övriga kostnader förknippade med att avstå från denna verksamhet inte är för höga skulle ett sådant förbud kunna motiveras ur ett kostnadseffektivitetsperspektiv.

Det finns alltid en viss osäkerhet exempelvis vad det gäller relationen mellan en viss typ av åtgärd och effekten på utsläpp. Särskilt när det gäller diffusa utsläpp och utsläpp som påverkas av många omätbara faktorer kan denna osäkerhet vara stor. När ett styrmedel inte kan riktas mot själva utsläppet så kan det behöva riktas mot någon indikator på utsläpp, som användandet av en viss metod eller insatsvara. En rimlig tolkning av PPP, enligt definition B, skulle kunna vara att den som inte använder en utsläppsminskande metod istället betalar en (indirekt) utsläppsskatt. Men om det, tvärtemot vad man tror, är så att användandet av denna metod inte leder till minskade utsläpp så blir effekten att verksamhetsutövare betalar en utsläppsskatt som inte motsvarar verkliga utsläpp. Utöver att detta är ett effektivitetsproblem så får det fördelningseffekter. PPP kan visserligen tolkas som att förorenare ska betala för miljökostnader men detta leder inte med nödvändighet till att *förmodade* förorenare bör betala. Hur denna typ av situation bör hanteras tas inte ställning till här. Det kan dock noteras att PPP inte uppenbart leder till någon entydig slutsats. Frågan måste avgöras utifrån en definition av var bevisbördan ligger; ska myndigheterna bevisa vem som är förorenare eller ska verksamhetsutövare bevisa att de inte är förorenare?

7.11 Analys och slutsatser – exempel på inslag av prispolitik för att bättre uppnå målen

En slutsats från ovanstående analyser är att det i princip är möjligt att utforma en prispolitik så att de centrala målsättningarna i ramdirektivet, och i svensk miljöpolitik, uppfylls. Ett system med överlåtelsebara utsläppsrätter, som initialt auktioneras ut, har en potential att leda till att utsläppsmål, kostnadstäckning, kostnadseffektivitet och PPP uppnås. Mot ett sådant system talar bland annat att transaktionskostnaderna kan vara höga, så att lite handel

och små kostnadsbesparingar blir resultatet, och att systemet kan uppfattas innebära en allt för stor omställning jämfört med dagens vattenpolitik. Ett system med utsläppsskatter har, med undantag för osäkerheten i måluppfyllelse, också en potential att uppfylla de analyserade målen. Nedan skisseras principerna för ett system där en gradvis övergång från subventioner av utsläppsminskningar till utsläppsskatter kombineras med bibehållna individuella utsläppsgränser. Syftet med systemet är att undvika de allt för höga utsläpp som styrning med (för låga) priser kan leda till, att öka incitamenten till kostnadseffektivitet, att gradvis öka förorenarnas betalningsansvar för miljökostnaderna och att ge företagen både incitament och rimlig tid för att anpassa sig till en situation med betalningsansvar för hela miljökostnaden.

Ett stort problem när det gäller utformandet av styrmedel är de diffusa utsläppen. Eftersom dessa inte kan mätas med rimliga kostnader så kan ingen form av styrmedel riktas direkt mot utsläppen, det gäller såväl prispolitik/ekonomiska styrmedel som kvantitativa regleringar. Detta innebär inte att prispolitik inte kan användas gentemot diffusa utsläpp; politiken måste dock riktas mot någon indikator på utsläpp. En kvantitativ reglering kan inte heller riktas direkt mot ett diffust utsläpp; istället skulle en reglering kunna riktas mot exempelvis teknikval, metodval eller mot en insatsvara. Prispolitik kan i princip riktas mot samma företeelser, ett exempel är den nyligen avskaffade skatten på handelsgödsel, och har fördelen att flexibiliteten ökar och att de totala kostnaderna därmed kan bli lägre. Även om höga transaktionskostnader kan tala emot styrmedel riktade mot diffusa utsläpp så vill Vattenprisutredningen framhålla vikten av att öka ansträngningarna för att utforma styrmedel för diffusa utsläpp. Om transaktionskostnaderna kan sänkas så finns det potential att uppnå god vattenstatus till en lägre total kostnad än om styrmedel främst riktas mot punktutsläpp. Det är också viktigt att beakta att inte bara kostnadseffektiviteten, utan också legitimiteten hos den samlade vattenpolitiken ökar ju mer likartade krav som kan riktas mot olika förorenare. Nedan skisseras en möjlig inriktning på hur en prispolitik mot diffusa utsläpp skulle kunna vidareutvecklas. Grundtanken är att mäta föroreningar där de kan mätas och rikta en prispolitik mot det kollektiv från vilket dessa utsläpp kommer. I någon mening kan sägas att man härigenom gör om diffusa utsläpp till punktutsläpp. Systemet är långtifrån färdigutvecklat, stora problem exempelvis med hur den interna styrningen inom kollektivet ska utformas återstår, men

Vattenprisutredningen bedömer att det finns anledning att gå vidare med utformning av styrmedel mot diffusa utsläpp exempelvis enligt de linjer som skisseras i förslaget nedan.

Ju mindre utrymmet för fördelning av åtgärder mellan olika förorenare är desto mindre kostnadsbesparingar kan göras genom att, exempelvis med en prispolitik, tillåta flexibilitet i hos vilken förorenare åtgärderna görs. Utrymmet för en sådan flexibilitet blir mindre ju färre utsläppskällorna till en recipient är och ju större andel av de totala utsläppen som måste reduceras för att nå målet. Sådana omständigheter stärker alltså argumenten för styrning med annan politik än prispolitik. Men, de behöver inte utgöra något avgörande argument. En utsläppsskatt innebär, även i ett sådant fall, att förorenaren, till skillnad från vad som är fallet med en individuell utsläppskvot, får betala för miljökostnaden. Detta ger, åtminstone utifrån den tolkning av PPP som innebär att förorenaren bör betala både åtgärds- och miljökostnader, en fördelningsmässigt mer önskvärd profil. Vidare är det sannolikt att en sådan skatt ger ett något större incitament att utveckla och införa ny teknik jämfört med ett utsläppstillstånd. Även för handel med utsläppsrätter gäller att utrymmet för fördelning mellan olika förorenare bör vara relativt stort för att systemets fördelar ska kunna realiseras.

Innan några möjliga metoder för att principiellt öka graden av prispolitik för vatten presenteras avslutas denna inledning med ett par allmänna, men viktiga, kommentarer kring vattenpolitik och vattenprispolitik.

För det första är det viktigt att komma ihåg att det, så länge inte "hög status" har uppnåtts, finns en miljökostnad. Det betyder att det även om åtgärder för att minska föroreningarna medför kostnader så kan det vara samhällsekonomiskt effektivt att acceptera åtgärds-kostnader. Samtidigt är det lika viktigt att komma ihåg att åtgärds-kostnaderna också speglar en resursåtgång och att dessa är lika relevanta att beakta. Det är oundvikligt att någon form av avvägning mellan miljö- och åtgärds-kostnader måste göras. I ramdirektivet för vatten anges "god vattenstatus" som den målsättning som generellt bör gälla, men det ges möjlighet till undantag från detta exempelvis om, enkelt uttryckt, åtgärds-kostnaderna för att uppnå detta är orimligt höga. Man kan tolka målet "god status" som en avvägning mellan olika kostnader; det faktum att inte "hög status" är den generella målsättningen antyder att någon form av avvägning mot åtgärds-kostnader har gjorts. Det går naturligtvis att

ifrågasätta målsättningen ”god vattenstatus” men detta ligger utanför frågeställningarna i denna utredning. Ur ett miljöekonomiskt perspektiv, givet de stora problem som finns med att skatta miljökostnader och givet de möjligheter till undantag från målsättningen som finns i ramdirektivet, förefaller den generella målsättningen ”god vattenstatus” dock som rimlig.

För det andra vill Vattenprisutredningen framhålla att utformning av vattenpolitik medför att vissa val måste göras. Det gäller exempelvis valet mellan olika former av styrmedel. Det går visserligen, vilket de riktlinjer som skisseras nedan visar, att i viss mån kombinera prispolitik med kvantitativa regleringar i form av individuella gränser. Men, om användandet av prispolitik verkligen ska leda till några kostnadsbesparingar så får inte andra regleringar i allt för hög utsträckning begränsa flexibiliteten i vilka åtgärder som ska vidtas och av vem. Detta innebär att om beslutsfattarna, såväl inom EU som inom Sverige, verkligen vill öka användningen av prispolitik/ekonomiska styrmedel så måste man vara återhållsam med införandet av ytterligare individuellt tvingande regleringar. Man bör också, naturligtvis med försiktighet, överväga att gradvis minska vissa detaljregleringar.

7.11.1 Olika typer av problem – olika typer av styrmedel

Vattendirektivets krav på hur man ska styra för att nå miljömålet är högt satta och i många fall kan det visa sig svårt att samtidigt uppfylla kraven på god status, kostnadseffektivitet, kostnadstäckning och PPP. Delvis beror denna svårighet på att utgångsläget är dagens system och att förändringar utifrån detta medför omställningsproblem. Dessa problem, och kostnader, behöver i sig inte vara kopplade till några brister i vare sig det nya eller det gamla systemet utan utgöras just av övergångsproblem. Om ett nytt system är tillräckligt mycket bättre än det gamla innebär dock sådana övergångsproblem en kostnad som är värd att ta. Problem och kostnader relaterade till övergången till ett nytt system kan delvis mildras genom att övergången till det nya systemet görs gradvis och/eller över en längre tidsperiod.

I det följande beskrivs inriktningar och riktlinjer för hur prispolitik skulle kunna ges större utrymme för att åtgärda de olika typer av problem som presenterats avslutningsvis i kapitel 4.

7.11.2 Regional/lokal vattenbrist – inget behov av prispolitik

I Sverige är tillgången på vatten i regel så stor att den enes uttag av vatten inte påverkar andras möjligheter till vattenuttag. Därmed är den samhällsekonomiska kostnaden för vattenuttag i regel noll vilket också betyder att det effektiva priset också är noll.

Trots att det alltså är ovanligt med vattenbrist i Sverige så kan det förekomma tillfällig och lokal brist, t.ex. i Skånes jordbruksbygder. För att komma till rätta med problemet ges för närvarande tillstånd med bestämmelser om maximala vattenuttag. Användningen är normalt jordbruksbevattning.

Dagens system fungerar i stort sett bra men ett problem med nuvarande system är att det saknas garanti för att den lokalt begränsade vattenmängden används där den gör störst nytta. Den som har fått tillstånd att använda en viss mängd vatten har inga incitament att avstå från användning i de fall som en annan användare skulle ha större nytta av vattnet. Vem som har störst nytta kan, exempelvis till följd av olika grödor, variera mellan åren.

För att ge incitament till en effektiv användning av begränsade vattenmängder skulle tillstånd till uttag istället kunna auktioneras ut. Genom att den med högst betalningsvilja för vattnet får tillståndet kommer vattnet att användas till den verksamhet där det gör störst nytta. Genom att vattnet prissätts införs också ett incitament att hushålla med vattnet; exempelvis skulle ändrade bevattningsmetoder kunna innebära att vattnet räcker till flera verksamheter.

Om man har invändningar mot fördelningsprofilen som uppstår vid auktionering finns möjligheten att fördela uttagsrätterna gratis till dem som man anser bör gynnas och/eller har någon form av rätt till vatten. För vattnet ska användas effektivt bör rättigheterna vara överlåtelsebara, oavsett om de har fördelats gratis eller via auktion initialt. Med en gratis tilldelning får de som fått initiala rättigheter, men som inte slutligen använder vattnet, en kompensation genom att de får ersättning vid försäljning av sina rättigheter.

Eftersom den totala mängden tillgängligt vatten, särskilt när det gäller flödande vatten, kan variera över åren måste tillstånden utformas på ett sätt som beaktar detta. Exempelvis kan uttaget villkoras med att en viss minsta mängd vatten ska släppas förbi. Beroende på hur dessa villkor utformas så påverkas risken för att ett visst tillstånd inte medför att vattenmängden inte kan tas ut.

Dessa risker kommer dock att avspeglas i priset på rättigheterna vilket bidrar till en effektiv fördelning även av riskerna.

Med överlåtelsebara uttagsrätter skulle målet om kostnadstäckning vara uppfyllt. Den som äger rätterna upplever en alternativkostnad i form av utebliven intäkt om denne använder vattnet själv och den som inte äger någon uttagsrätt bär resurskostnaden eftersom betalning krävs för att få använda vatten.

Vattenprisutredningen bedömer dock att det för närvarande inte råder en sådan brist på vatten i Sverige att det finns någon anledning att införa någon prispolitik för uttag av vatten.

7.11.3 Påverkan från pågående verksamhet – punktutsläpp

För närvarande regleras punktutsläpp genom att verksamhetsutövaren ges ett tillstånd där ett tak satts för utsläpp av respektive ämne. Det är i detta sammanhang viktigt att ha i minnet att stora åtgärder mot punktutsläpp *har* gjorts. I många fall leder detta till att ytterligare åtgärder för att minska punktutsläppet från en viss källa kan vara så dyra att de inte bör ingå i en kostnadseffektiv kombination av åtgärder. Detta betyder dock inte att det inte kan finnas behov av att förändra styrmedlen riktade mot punktkällor. För det första så kan det inte uteslutas att en mer kostnadseffektiv fördelning av åtgärder, än den som dagens regleringar lett till, skulle vara möjlig och att prissignaler skulle kunna bidra till en sådan omfördelning av åtgärdena. Det kan exempelvis inte helt uteslutas att det, ur ett kostnadseffektivitetsperspektiv, finns krav på enskilda anläggningar som är för långtgående. I ett läge där de totala utsläppen är för stora finns det dock anledning att, åtminstone på kort sikt, vara försiktig med att tillåta ökade utsläpp även från enskilda anläggningar. Men även om den övergripande bilden är att stora åtgärder har gjorts och marginalkostnaderna för ytterligare åtgärder är höga så kan det, även vid punktutsläppskällor, finnas ytterligare åtgärder som kan vidtas till relativt låga kostnader. En prispolitik skulle kunna ge ett incitament att genomföra dessa utan att myndigheterna har kännedom om exakt vilka dessa åtgärder är. I ett dynamiskt perspektiv är det viktigt att nya och billigare åtgärder utvecklas och används. En prispolitik skulle kunna ge ett extra incitament också till detta. Vidare talar målen om kostnadstäckning och PPP, enligt definitionen där också miljökostnader ska betalas, för någon form av betalning för utsläpp.

Generella ekonomiska styrmedel kombinerade med kvantitativa regleringar

Förslaget som presenteras här bygger på en kombination av ekonomiska styrmedel och kvantitativa regleringar. Dagens individuella tillstånd skulle kunna utgöra en startpunkt. Dessa kombineras sedan med en kombination av utsläppsskatter och subventioner där systemet gradvis övergår till beskattning av utsläppen varvid subventionerna av utsläppsminskningar fasas ut. På sikt uppfylls då PPP, även enligt definition B där också miljökostnader ska betalas, samtidigt som förorenarna ges tid att anpassa sig till den förändring i rättigheter som detta innebär.

Problemet med punktutsläpp skulle i princip kunna hanteras med en utsläppsskatt. Det finns dock ett antal problem med en sådan lösning, bland annat osäkerheten i måluppfyllelse. För att hantera dessa problem skulle systemet med utsläppsskatter kunna modifieras enligt följande:

- *IMU*. Varje verksamhetsutövers nuvarande tillståndsgrens omdefinieras till en gräns för individuell maximala utsläpp (*IMU*) som inte får överskridas. Motivet för *IMU* är att undvika att de totala utsläppen ökar till följd av en för lågt satt skatt samt att undvika lokala problem ("hot spots"). Notera att *IMU* inte är en rättighet till utsläpp, eftersom en sådan rättighet inte är i linje med PPP. Endast vid akuta lokala problem skulle det kunna finnas skäl att sätta *IMU* på en lägre nivå än dagens tillstånd.
- *IGU*. Varje verksamhetsutövare ges en (tillfällig) rättighet till individuella gratisutsläpp (*IGU*). Utsläpp under denna nivå kan göras gratis medan utsläpp över denna nivå beskattas. Att verksamhetsutövare som tidigare har haft rättigheter till en viss mängd utsläpp förlorar dessa är visserligen i linje med vad som krävs av PPP, enligt definition B, men det kan anses tveksamt, både juridiskt och moraliskt, att frånta verksamhetsutövarna dessa rättigheter helt och hållet. I nuvarande system finns det möjlighet att ompröva tillstånden, utan att kompensera verksamhetsutövaren, och det kan därför knappast anses oskäligt att istället införa en skatt på utsläpp över en viss nivå (givet att denna nivå inte är oskäligt låg). *IGU* innebär, så länge inte totalutsläppen är så små att de inte har någon förorenande effekt, att man frångår PPP men genom att gränsen för *IGU*

sänks över tiden kan man gradvis närma sig PPP med rimliga möjligheter till anpassning.

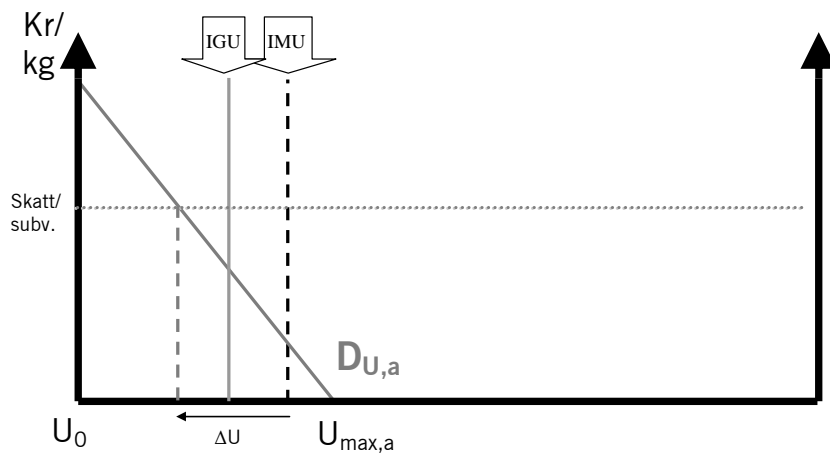
- *Utsläppsskatt.* Alla utsläpp över IGU beskattas. Om skatten sätts för lågt kommer få eller inga extra reduktionsåtgärder att vidtas men utsläppen blir, givet att regleringen efterlevs, aldrig högre än IMU. Skatten ger incitament till en mer kostnadseffektiv fördelning av de extra reduktionsåtgärderna jämfört med om alla verksamheter hade fått omprövade utsläppstillstånd med lägre gränser. IMU och IGU innebär visserligen viss risk för att fullständig kostnadseffektivitet inte nås men dessa gränser kan, enligt ovan, motiveras av andra skäl. På sikt sänks IGU till noll och när ökad kunskap om reduktionskostnader nås, genom att observera aktörernas agerande som respons på skatten, kan IMU i vissa fall, när det inte finns risk för lokala problem, också höjas eller möjligen tas bort helt.
- *Subvention* av minskade utsläpp. All utsläppsreduktion under IGU subventioneras genom en subvention per kg utsläppsminskning. Med en subvention på samma nivå som skatten kommer kostnadseffektiva åtgärder att vidtas av verksamhetsutövare som har låga kostnader för reduktion under sin IGU. Subventionen strider visserligen mot PPP men ökar kostnadseffektiviteten i systemet i och med att det införs incitament för dem som, till låga kostnader, kan minska sina utsläpp under IGU. Subventionen innebär visserligen en utgift för staten, men denna kompenseras, åtminstone på sikt, av de intäkter som utsläppsskatten ger. Vartefter gränsen för IGU sänks över åren så kommer subventionen att avvecklas.

Över tiden minskas alltså nivån på IGU vilket gör att systemet gradvis alltmer uppfyller kravet på att förorenaren ska betala för miljökostnaderna, i enlighet med PPP enligt definition B. Den gradvisa övergången till PPP innebär en lägre kostnad för förorenarna, på skattebetalarnas bekostnad, än en omedelbar övergång till en beskattning av hela utsläppsmängden.

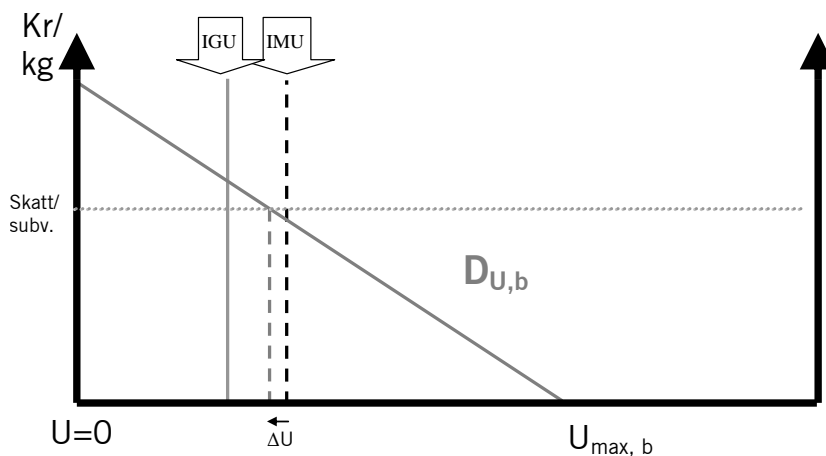
För att nå kostnadseffektivitet bör skatt och subvention differentieras med hänsyn till retention och recipientens känslighet. För att inte administrationskostnader ska bli för höga bör en sådan differentiering inte drivas för långt; om skillnaderna i retention eller känslighet inte är för stora bör den helt undvikas.

Systemet och dess effekter på två typföretag illustreras i nedanstående figurer. Det som illustreras som en efterfrågan på att få släppa ut (DU_a för företaget med låga kostnader och DU_b för företaget med höga kostnader) kan också tolkas som respektive företags marginalkostnader för att reducera utsläppen. Utsläppen ökar alltså till höger i figurerna och minskar, till följd av ökade åtgärder för reduktion av utsläppen, till vänster i figurerna.

Figur 7.1 Ett företag med låga reduktionskostnader erhåller subvention (streckad yta) och reducerar utsläppen relativt mycket (ΔU). Reduktionskostnaden ökar, jämfört med det tidigare utsläppstillståndet vid IMU, motsvarande den helfärgade ytan.



Figur 7.2 Ett företag med höga reduktionskostnader betalar utsläppsskatt (streckad yta) och reducerar utsläppen relativt litet (ΔU). Reduktionskostnadens ökning, jämfört med det tidigare utsläppstillståndet vid IMU, illustreras av den helfärgade ytan.



För att systemets potential till ökad kostnadseffektivitet ska kunna utnyttjas är det i första hand viktigt att IMU inte sänks över tiden. På sikt bör det också, av kostnadseffektivitetsskäl, vara möjligt att, där de lokala problemen inte är för stora höja IMU. Om man politiskt vill öka graden av prispolitik och utnyttja dess potential till kostnadsbesparingar är det viktigt att beakta att detta kräver förändringar i dagens system med individuella tillstånd. En politik där individuella utsläppstillstånd sänks över tiden minskar flexibiliteten och möjligheten till omfördelning av reduktionsåtgärder mellan olika förorenare.

Det här skisserade förslaget har relativt stora likheter med ett system för handel med utsläppsrätter. Det finns dock några skillnader som kan vara värda att peka på. Ett system med överlåtelsebara utsläppsrätter leder med större sannolikhet till att utsläppsmålet uppfylls, vilket är en fördel om det är viktigt att, även periodvis, undvika för höga utsläpp. Det här skisserade systemet undviker dock, genom IMU, allt för stora avvikelser från utsläppsmålet. En fördel med ett system som tillåter viss variation i utsläppen är att man undviker orimligt höga åtgärdskostnader. I ett system med utsläppsrätter kan effekten, om totala mängden rätter

är låg, bli att förorenare tvingas till väldigt höga reduktionskostnader.

Om transaktionskostnaderna på en utsläppsmarknad är höga kan effekten bli att ingen handel uppstår och att potentialen till kostnadssänkande omfördelning av åtgärderna därmed inte utnyttjas. Alla system har dock transaktionskostnader, men i ett handelssystem tillkommer kostnader för kontakter företag emellan. Ett möjligt problem med ett handelssystem är osäkerheten i hur priserna på rättigheter kommer att utvecklas. Detta skulle kunna leda till att en förorenare som inte exakt kan planera hur stora utsläppen blir ”håller på” ett extra antal utsläppsrätter eftersom det finns en osäkerhet i om, och till vilket pris, utsläppsrätter kan köpas ”tillbaka” om det visar sig att oförutsedda fluktuationer i verksamheten leder till större utsläpp än planerat. Ett system med skatter/subventioner har potential att skapa mindre osäkerhet om framtida priser. Det här skisserade förslaget innebär att staten, åtminstone periodvis, kan bli nettobetalare till systemet. På lång sikt, när IGU sänkts till noll kommer staten dock att få skatteintäkter utan att betala ut några subventioner. Ett handelssystem innehåller inte några subventioner från staten men kan, om tillstånden auktioneras ut, ge statsintäkter.

7.11.4 Påverkan från pågående verksamhet – diffusa utsläpp

Som tidigare beskrivits har stora minskningar av utsläppen från punktkällor gjorts. När det gäller diffusa utsläpp har visserligen stora ansträngningar gjorts, såväl till följd av politiska styrmedel som genom frivilliga insatser, men de diffusa utsläppen framstår likväl som den kanske största utmaningen när det gäller utformningen av styrmedel. Det är dock viktigt att komma ihåg att det, om kostnadseffektivitet är en målsättning, vare sig är mängden nuvarande utsläpp eller mängden tidigare genomförda åtgärder som bör vara vägledande för vilka åtgärder som bör vidtas av vem för att ytterligare minska mängden föroreningar. Ytterligare åtgärder bör snarare vidtas där de kan göras till de, transaktionskostnader inräknat, lägsta kostnaderna.

Det som gör diffusa utsläpp speciella, relativt punktutsläpp, är att det är dyrt att mäta utsläppen på ett sätt så att de kan kopplas till en förorenare; i många fall låter det sig i princip inte ens göras. Det är därmed svårt att rikta ett styrmedel mot själva utsläppet.

Detta är ett problem oavsett om det gäller ekonomiska styrmedel eller någon form av reglering. Det är viktigt att notera att man i princip kan rikta ekonomiska styrmedel mot de faktorer mot vilka andra typer av styrmedel kan riktas. En reglering av t.ex. teknik eller metod skulle alltså i princip kunna ersättas med någon form av prispolitik riktad mot samma teknik eller metod.

I detta avsnitt skisseras två möjliga inriktningar för att hantera just de specifika problem som diffusa utsläpp innebär. Den första strategin innebär att styrmedlet riktas mot utsläpp, eller vattenkvalitet, på ett ställe där detta kan mätas. Det kollektiv, från vilket utsläppen kommer, görs sedan ansvariga för utsläppen och för efterlevnaden av styrmedlet. Det förslag som skisseras här är en tillämpning av samma system med en kombination av skatter/subventioner och utsläppsgränser som presenteras ovan. Styrmedlet riktas dock istället mot ett kollektiv, ett kollektiv som kan innefatta såväl diffusa utsläpp som punktutsläpp. Den andra strategin innebär att prispolitiken, exempelvis i form av en skatt, riktas mot en indikator på utsläpp. Om exempelvis en viss brukningsmetod eller en viss teknologi medför minskade utsläpp så kan man, istället för tvingande krav på att använda denna metod eller teknik, beskatta ”icke-användning”.

Diffusa utsläpp och punktutsläpp- kollektivt utsläppsansvar med subventioner

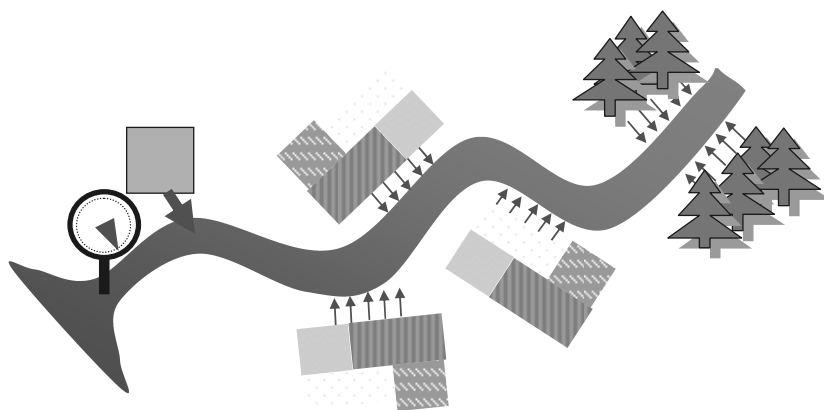
Följande principer för styrmedel mot diffusa utsläpp kan i princip användas mot olika former av utsläpp. I nedanstående beskrivning används utsläppen av näringsämnen som ett exempel på utsläpp mot vilket systemet skulle kunna användas. Utsläppen av näringsämnen, N och P, till vatten kommer från såväl punktkällor (reningsverk, industrier) som diffusa källor (jordbruk, skogsmark, enskilda avlopp etc.). För att uppnå en kostnadseffektiv reduktion av utsläpp bör incitamenten till utsläppsminskningar både från punktutsläpp och diffusa utsläpp leda till att den sammantaget billigaste kombinationen av åtgärder vidtas.

Lokala aktörer har i regel bättre kunskap om åtgärds-kostnader. Vidare kan effekterna på utsläppen av en viss åtgärd skilja sig mellan olika områden. Bedömningen av vilka åtgärder som är lämpliga, som har lägst kostnader för att minska utsläppen, kan därför ofta göras bättre på lokal nivå. Detta är ett av argumenten för

ekonomiska styrmedel riktade mot utsläpp; varje aktör kan själv välja typer av åtgärd samt omfattningen av åtgärderna. Diffusa utsläpp medför att kostnader (för mätning etc.) för att fastställa en verksamhetsutövares utsläppsmängd är så höga att de överstiger vinsten av kunna rikta ett styrmedel direkt mot utsläppet.

Mätkostnaderna kan minskas genom att mängden utsläpp mäts på färre punkter. I nedanstående figur illustreras utsläppen av pilar. Vattenkvaliteten vid utloppet påverkas av såväl diffusa utsläpp som punktutsläpp. Med en mätpunkt vid utloppet kan belastningen på recipienten nedströms (en sjö, havet, etc.) fastställas. Om samtliga utsläpp kom från samma verksamhetsutövare (med såväl skogs- och jordbruk och verksamhet med punktutsläpp) skulle denna kunna åläggas att betala en utsläppsskatt baserad på utsläppen vid mynningen. Verksamhetsutövaren skulle själv prioritera bland möjliga åtgärder för att minimera sina kostnader.

Figur 7.3 Exempel på utsläpp i delavrinningsområde. Flera diffusa utsläpp och en punktkälla påverkar vattenkvaliteten i recipienten till vänster. Vid utloppet kan vattenkvaliteten mätas.



För att kunna basera en skatt på motsvarande uppmätta utsläpp till recipienten när det rör sig om flera verksamhetsutövare måste kollektivet, i form av en förening med obligatoriskt medlemskap, göras ansvarigt för vattenkvaliteten vid mätpunkten. När en sådan förening etablerats kan ett styrmedel riktas mot föreningen. Styrmedlet kan utformas enligt samma principer som det förslag till styrmedel mot punktutsläpp som presenterades ovan.

Utifrån en nivå för KGU (kollektiva gratisutsläpp, analogt med IGU i presentationen ovan) kan utsläpp över KGU beskattas och minskningar under KGU subventioneras. Respektive medlem har ett andelstal i föreningen utifrån vilket föreningens nettokostnader eller -intäkter fördelas. Nivån för kollektiva gratisutsläpp (KGU) kan förskjutas över tiden. När nivån sätts så kan exempelvis "historiska synder" och/eller "bakgrundsutsläpp" vara utgångspunkter för vad som ska anses vara en rimlig nivå. Huruvida nivån så småningom ska sänkas till 0 är en bedömningsfråga som bland annat bör göras utifrån om det (i framtiden) finns en utsläppsnivå som, på grund av att den inte har någon negativ effekt, inte behöver beskattas enligt PPP.

Jämfört med ett styrmedel riktat mot enstaka aktörer uppstår bland annat följande frågeställningar/problem. Hur ska andelstalen fördelas? Här finns inga objektiva svar men fördelningen måste upplevas som legitim eftersom den kommer att påverka fördelningen av intäkter och utgifter. Det kommer ett finnas uppenbara intressekonflikter vid en sådan fördelning. Med en utformning som, åtminstone initialt, främst innehåller incitament i form av subventioner skulle möjligen dessa problem minska; man kan möjligen förvänta sig mindre motstånd om inte enskilda riskerar att drabbas av ökade utgifter till följd av någon annans utsläpp. Hur ska styrning och kontroll inom kollektivet utformas? Ska kollektivet internt belöna/beskatta den som minskar/ökar sina utsläpp? Hur görs kontrollen? Med färre medlemmar i gruppen ökar troligen sannolikheten både för frivilligt ansvarstagande och för att social kontroll kan ha en positiv effekt på ansvarstagandet.

En stor fördel jämfört med att rikta styrmedlet mot individuella verksamhetsutövare är det finns ett tydligare incitament att lösa problemet med gemensamma åtgärder. Exempelvis skulle anläggandet av en våtmark i anslutning till utloppet kunna minska utsläppen till recipienten.

Det kan också noteras att ett alternativ vore att rikta ett styrmedel av motsvarande karaktär mot kvaliteten på själva recipienten. Utifrån en förutbestämd nivå på status skulle en skatt och en subvention utgöra incitament till förbättringar. När en av de viktiga recipienterna är havet så blir dock kollektivet, som skulle få det gemensamma ansvaret, så stort att de interna samordningsproblemen sannolikt blir för stora.

Diffusa utsläpp – ”skatt på icke-användning”

Ett annat alternativ till styrmedel mot diffusa utsläpp är att rikta styrmedlet mot någon indikator på utsläpp. Ett exempel på ett sådant styrmedel är den nyligen avskaffade skatten på handelsgödsel. Via ett visst samband mellan mängden använd gödsel och utsläppen var skatten på handelsgödsel en form av indirekt utsläppsskatt. Ett potentiellt problem med alla styrmedel riktade mot indikatorer på utsläpp är att graden av måluppfyllelse (både vad det gäller utsläppsmål, kostnadseffektivitet och PPP) blir lägre om sambandet mellan indikatorn och utsläppet är sämre. Men, givet att det kostar allt för mycket att rikta styrmedlet mot själva utsläppet så kan ett indirekt styrmedel ändå vara det bästa möjliga.

Ett problem med ett indirekt styrmedel, som dock inte i sig behöver vara tillräckligt för att avstå, är att exempelvis användare som använder den beskattade insatsvaran på ett sätt som inte leder till utsläpp också behöver betala skatten. Nedan pekas på möjligheten att använda en skatt som ett alternativ till helt tvingande åtgärder. I sådana fall skulle en skatt visserligen kunna innebära något större utsläpp än en generellt tvingande reglering men man skulle samtidigt undvika att åtgärder vidtas där kostnaderna för dem är högst. Därmed skulle man också mildra de, för verksamhetsutövarna, negativa fördelningseffekter som en tvingande reglering kan ge.

Som ett första exempel på hur en skatt på ”icke-användning” skulle kunna användas beskrivs här möjligheten att rikta ett ekonomiskt styrmedel mot enskilda avlopp. För närvarande regleras enskilda avlopp genom ett absolut krav på viss reningsteknik. Efterlevnaden är dock dålig och myndigheternas kontroll och uppföljning anses bristfällig. Eftersom utsläppen är diffusa och i princip omöjliga att mäta finns det goda skäl att rikta styrmedlet mot någon faktor som påverkar utsläppsmängden. En teknikreglering riskerar dock att bli mindre kostnadseffektiv eftersom i) den enskildes möjlighet att välja den billigaste metoden för rening blir begränsad och ii) någon avvägning, i varje enskilt fall, mot kostnaden för att reducera utsläppen från andra källor inte görs. Det senare kan resultera i att åtgärder vidtas i enskilda avlopp trots att motsvarande utsläppsreduktion hade kunnat göras till lägre kostnader från andra utsläppskällor. För att uppnå samhällsekonomisk kostnadseffektivitet krävs det i) att åtgärder vidtas där det kan göras till låga kostnader och ii) såvida inte målet är 100 procent

utsläppsreduktion, att åtgärder inte vidtas där kostnaderna är högst.

Problemet med att mäta diffusa utsläpp är alltså i sig inte något argument mot ekonomiska styrmedel eller prispolitik. Däremot måste styrmedlet, precis som när det gäller en kvantitativ reglering, riktas mot någonting annat än själva utsläppet. Likväl som en reglering kan riktas mot teknikanvändning så kan ett ekonomiskt styrmedel riktas mot användningen av viss teknik. Antingen kan man subventionera införandet av en viss teknik eller också kan man beskatta avsaknaden av samma teknik. För att uppfylla kravet på PPP och kostnadstäckning bör en skatt på avsaknad av lämplig teknik (fungerande markbädd etc.) användas. Skatten bör sättas på en nivå som i möjligaste mån motsvarar marginalkostnaden för att på ett samhällsekonomiskt kostnadseffektivt sätt nå miljö kvalitetsmålet.

Skatten bör vara differentierad utifrån recipientens känslighet (vid den totala utsläppsbelastning som råder) och utifrån retention. Det innebär att skatten i vissa områden sannolikt bör vara noll (Norrlands inland etc.) medan skatten bör vara högre ju närmre den överbelastade recipienten utsläppen sker. Hur finmaskig differentieringen bör vara måste bestämmas genom en avvägning mot den ökning av administrationskostnader etc. som en differentiering kan innebära.

För att styrmedlet ska leda till en mer kostnadseffektiv lösning än dagens system måste det absoluta kravet som finns i dag tas bort. En av fördelarna med ekonomiska styrmedel är att för dyra åtgärder inte vidtas och ett system med en skatt möjliggör en individuell avvägning gentemot faktiska reduktionskostnader. Om skatten riktas mot avsaknaden av en specifik teknisk lösning (som kan förväntas ha liknande kostnad för de flesta) kommer den i princip att innebära att antingen ingen eller alla finner det värt att införa den tekniska lösningen.

Det är i detta sammanhang viktigt att påpeka att en viss åtgärd, exempelvis i ett enskilt avlopp, kan medföra att flera typer av problem hanteras. Om ett styrmedel, exempelvis enligt ovanstående riktlinjer, utformas utifrån kravet på minskning av utsläpp av näringsämnen finns det en risk för att andra typer av problem förknippade med verksamheten ökar. Det är här viktigt att påpeka att enskilda avlopp också kan leda till hälsoproblem genom utsläpp av bakterier etc. Det betyder att kostnaderna för åtgärder skulle kunna motiveras av minskningen av dessa problem; en skatt

baserad endast på att nå måluppfyllelse vad det gäller utsläpp av näringsämnen blir då sannolikt för låg. Det kan inte uteslutas att en skatt, åtminstone i de fall där hälsoeffekterna är viktiga, skulle behöva vara så hög så att en reglering enligt nuvarande modell är ett bättre styrmedel.

Inom jordbruket finns det andra exempel på när en skatt på "icke-användning" skulle kunna användas. Jordbruket står för en stor del av de diffusa utsläppen och för närvarande används huvudsakligen en kombination av tvingande åtgärder och subventioner som styrmedel. Vattenprisutredningen vill framhålla möjligheten att använda skatter, i första hand som ett alternativ till tvingande regleringar. Om en övergång till en politik mer i linje med PPP är önskvärd bör skatter på "icke-användning" också övervägas som ett alternativ till subventioner av "användning".

När det gäller tvingande åtgärder skulle skatter exempelvis kunna användas som ett alternativ till generella krav på kantzoner. Ett system där alla, inom en viss grupp, åläggs att använda en viss teknik eller en viss metod med eller teknik skulle kunna ersättas av ett system där alla, inom gruppen, som inte använder denna metod eller teknik får betala en skatt. Istället för att kräva att skyddszoner anläggs, exempelvis på all åkermark utmed vatten i Götaland och Svealand, skulle man beskatta exempelvis varje meter av åkermark utmed vatten inom detta område som inte har en skyddszon. En sådan skatt skulle ge dem för vilka kostnaderna att anlägga skyddszoner är högst en möjlighet att avstå från anläggandet. En sådan utformning skulle kunna leda till något högre utsläpp, beroende på hur hög skatten är. Systemet ska dock inte ses isolerat utan bör kombineras med styrmedel som så långt möjligt leder till att andra typer av åtgärder, mot olika typer av utsläpp, vidtas i en omfattning som är kostnadseffektiv och så att det totala utsläppsmålet nås. Fördelen med en skatt på avsaknaden av skyddszoner är att åtgärds-kostnaderna skulle bli lägre och att myndigheterna inte behöver ha kännedom om i vilka fall som eventuella undantag från en tvingande reglering skulle medges.

7.11.5 Påverkan från pågående verksamhet – fysisk påverkan

I princip kan en fysisk störning analyseras på samma sätt som ett utsläpp. I båda fallen handlar det om att resursen vatten används på ett sätt så att nyttan för andra användare minskar. Precis som när

det gäller utsläpp så kan omfattningen av störningen i princip regleras genom tvingande kvantitativa regleringar eller genom incitament via priser. I detta avsnitt används de fysiska hinder för fiskvandring, som bland annat kraftverksdammar medför, som exempel på hur prispolitik skulle kunna användas när det gäller fysiska störningar.

Exempelvis vattenkraftsutnyttjande innebär fysiska hinder för fisk. Detta problem hanteras genom individuella tillstånd (tidigare ”vattendorar”) där verksamhetsutövaren exempelvis åläggs krav på fiskvandringssvågar förbi dammar. Det kan gälla t.ex. omlöp, fisktrappor, minimitappningar och intagsgaller.

För att uppnå en samhällsekonomiskt effektiv resursanvändning bör nyttan av denna typ av åtgärder vägas mot kostnaderna. Det är viktigt att notera att nyttan från naturvårdssynpunkt med satsningar på att förbättra förhållandena för det biologiska livet i vattendrag och sjöar skiljer sig kraftigt mellan olika vattendrag och delar av landet. Dessutom kan kostnaderna för åtgärder skilja sig åt. Åtgärder för förbättrade fiskvandringssvågar i de stora kraftproducerande älvarna kan vara kostsamma bland annat genom att de kan medföra märkbara kraftförluster. Återställande av vandringssvågar i de mindre vattendragen i de södra delarna av landet – som är förhållandevis mer påverkade än de norra – kan kräva jämförelsevis mindre uppoffringar men ändå ge en betydande naturnytta. Sammantaget innebär detta att kostnadseffektivitet sannolikt kräver att mängden förbisläppt fisk varierar mellan olika kraftverk.

En kostnadseffektiv fördelning av åtgärder skulle underlättas om skyldigheterna att släppa förbi fisk gjordes överlåtelsebara. Det skulle innebära att det kraftverk som har höga kostnader för att uppfylla de krav de ålagts skulle kunna betala ett annat kraftverk för att öka mängden förbisläppt fisk.

Om exempelvis andelen fiskar som överlever till vuxen ålder skiljer sig mellan olika vattendrag kan ”växelkursen” vid överlåtelser differentieras. Det kan exempelvis innebära att minskade vandringssvågar i ett vattendrag måste kompenseras med ökade vandringssvågar för dubbelt så många fiskar i ett annat vattendrag.

Om myndigheterna anser att de totala vandringssvågarna bör öka finns det med detta system i princip två tillvägagångssätt:

- Omprövning av tillstånd/vattendomar som justerar verksamhetsutövarnas skyldigheter. Huruvida kompensation bör betalas för en sådan inskränkning är en bedömningsfråga som exempelvis skulle kunna göras utifrån nuvarande lagstiftning. Noteras kan att med möjligheter till handel med skyldigheterna så skulle verksamhetsutövarens kostnader, och därmed eventuella kompensationskrav, minskas.
- Myndigheten agerar på ”skyldighetsmarknaden” och betalar för att aktörer tar på sig fler skyldigheter. Genom exempelvis auktionsförfarande kan myndigheternas utgifter för detta minskas.

7.11.6 Påverkan från tidigare verksamhet – deponerade ämnen eller fysisk påverkan

Påverkan från tidigare verksamhet, som kan handla både om en fysisk påverkan och om deponerade ämnen som fortsätter att förorena vatten, skiljer sig på ett par punkter från den påverkan som kommer från pågående verksamhet.

För det första så är mängden tillgängliga åtgärdsalternativ mindre. Utsläpp från pågående verksamhet kan i regel åtgärdas med en mängd metoder, där en av dem är att upphöra med verksamheten. När det gäller påverkan från tidigare verksamhet så finns i princip endast olika metoder för sanering eller återställande att tillgå. Men, denna skillnad har ingen större relevans när det gäller möjligheten att använda prispolitik och effekterna av en sådan. Generellt gäller det, när kostnadseffektivitet är målet, att den kombination av åtgärder som leder till måluppfyllelse till lägsta möjliga kostnad bör vidtas. Om, den eventuellt enda tillgängliga, åtgärden mot en viss deponi kan göras till låga kostnader så bör den ingå i den kombination av åtgärder som vidtas. På samma sätt som en skatt ger incitament till att minska utsläpp från pågående verksamhet så ger en skatt incitament att minska utsläppen från en tidigare verksamhet. Även utsläpp från tidigare verksamhet kan ha karaktären av punktutsläpp eller diffusa utsläpp. Härvid kan samma analys och resonemang som för påverkan från pågående verksamhet ovan tillämpas.

För det andra så kan påverkan från tidigare verksamhet härröra från verksamhet där det inte längre finns någon juridiskt ansvarig. Om så är fallet finns det inte någon som ett styrmedel, oavsett typ

av styrmedel, kan riktas mot. Detta innebär att det inte är möjligt att tillämpa PPP enligt någon av de ovan beskrivna definitionerna. Om åtgärds-kostnaderna är så låga att de bör ingå i en kostnads-effektiv kombination av åtgärder så måste därmed någon annan än förorenaren betala för åtgärds-kostnaderna.

Ur ett miljöekonomiskt perspektiv är det, åtminstone så länge pågående verksamhet betalar för sina utsläpp, rimligt att staten finansierar de åtgärder som bör göras när det gäller påverkan från tidigare verksamhet där juridiskt ansvar saknas. Om man skulle koppla finansieringen av sådana åtgärder till inkomsterna från exempelvis utsläppsskatter finns det en risk både för över- och underfinansiering. Utifrån perspektivet att staten kan ses som representant för miljökonsumenterna bör en utsläppsskatt ses som en kompensation till dessa och intäkten bör användas på bästa möjliga sätt, oavsett om det är någonting miljörelaterat, skola eller vård etc. I ett fall när huvuddelen av utsläppen och huvuddelen av åtgärderna i en kostnadseffektiv kombination härrörs till utsläpp från tidigare verksamhet utan juridiskt ansvar finns det en risk för att intäkterna från en utsläppsskatt inte skulle täcka kostnaderna. Om en koppling då fanns mellan just den skatteintäkten och betalningen för åtgärder mot utsläppen från tidigare verksamheter finns det en risk för att inte tillräckliga åtgärder skulle vidtas.

7.11.7 Utökade provtagningar och analyser

Utöver åtgärder mot själva utsläppen så kräver varje form av vattenpolitik olika former av kontrollverksamhet, bland annat provtagningar och analyser av vatten. Detta kan vara kopplat till en viss verksamhet och då vara en nödvändig grund för att ett styrmedel verkligen ska kunna tillämpas. För att en kvantitativ reglering ska vara verkkningsfull måste det gå att kontrollera att verksamhetsutövaren håller sig inom de uppsatta ramarna. För att en prispolitik ska fungera måste det gå att mäta mängden av den faktor som exempelvis är beskattad.

En central fråga blir vem som ska betala för provtagnings- och analysverksamhet. Det har tidigare argumenterats för att transaktionskostnader i många fall kan ses som en följd av att en förorenande verksamhet bedrivs och måste regleras samt att en rimlig tolkning är att förorenaren enligt endera tolkningen av PPP bör betala för dessa. I enlighet med detta är det rimligt att förorenaren

är skyldig att betala för de provtagningar och analyser som krävs för att dennes verksamhet ska kunna kontrolleras och för att de tillämpliga styrmedlen ska kunna tillämpas.

Men, det kan också noteras att det finns ett behov av mer övergripande provtagningar och analyser. Exempelvis gäller det för att upptäcka om det finns några nya problem eller för att bekräfta att en viss förorening inte längre förekommer. Denna typ av provtagningar kan inte lika tydlig kopplas till en viss, eller ens en grupp av, förorenare. Gränsdragningen mellan när det är möjligt att koppla provtagningsverksamheten till någon/några förorenare och när det inte kan göras är inte uppenbar. Relativt tydligt är det dock att den övervakningsverksamhet som genomförs och leder till att man inte hittar en viss typ av utsläpp är svår att koppla till någon förorenare.

7.11.8 Avslutande kommentar

I detta kapitel har exempel redovisats på hur fler inslag av prispolitik skulle kunna införas i vattenpolitiken, för både punktutsläpp och diffusa utsläpp. Som framgått innebär en utformning av en vattenprispolitik att vissa val mellan olika typer av styrmedel måste göras för att resultatet ska bli kostnadsbesparingar för samhället.

I kapitel 8 lämnas förslag som kan sägas innebära steg i den riktning som redovisats i det föregående. Avgörande för introduktionen och acceptansen av mer omfattande utnyttjande av ekonomiska styrmedel är dock ett ställningstagande från samhällets sida vad gäller hur långt principen om att förorenaren ska betala sträcker sig och vilken flexibilitet för verksamhetsutövarna som kan tolereras.

8 Bedömningar och förslag

8.1 Bedömning angående tolkningen av artikel 9

Utredningens bedömning:

Utredningens bedömning är att Sverige tillämpar artikel 9 i ramdirektivet för vatten korrekt. (Se kapitel 3)

Utredaren har haft i uppdrag att mot bakgrund av bl.a. definitionerna av termerna vattentjänster och vattenanvändning i artiklarna 2.38 och 2.39 behandla frågan hur termen prispolitik i artikel 9 i ramdirektivet för vatten ska förstås. En bedömning ska göras om den nuvarande prispolitiken för vattentjänster i Sverige behöver ändras för att uppfylla kraven i direktivet. I kapitel 3 redovisas de närmare bedömningarna vad gäller tillämpningen av ramdirektivets artikel 9.

Vattenprisutredningen delar den av regeringen till Kommissionen framförda uppfattningen att Sverige har en prispolitik för vattentjänster som uppfyller kraven i artikel 9. Det kan hävdas att det offentliga inte nämnvärt bidrar till kostnadstäckning när det gäller vattenförsörjning och avlopp. De som utnyttjar vattenleveranserna och reningen av avloppsvatten betalar kostnaderna.

Det föreligger i dag inget förbud i Sverige för kommuner och stat att subventionera va-verksamhet. Ett sätt att gå Kommissionens kritik till mötes vad gäller kravet på kostnadstäckning för vattentjänster skulle därför kunna vara att införa ett förbud i lag mot sådana subventioner. Eftersom det i praktiken inte förekommer några subventioner av betydelse vare sig från kommun eller stat i Sverige numera så skulle konsekvenserna bli små. Vinsten skulle vara att Sverige undviker en eventuell tvist med Kommissionen och domstolsprocess om den punkten i direktivet.

Att införa ett förbud mot att finansiera va-verksamhet med skattemedel vore dock inte problemfritt. Med hänsyn till att det

gäller en inskränkning i kommunernas rätt att disponera sina resurser måste behovet övervägas noga liksom bestämmelsens närmare utformning. Innan frågan om ett sådant förbud behandlas närmare bör Sverige enligt Vattenprisutredningens mening invänta ett eventuellt motiverat yttrande från Kommissionen där dess ståndpunkt är tydligare formulerad än hittills.

Vattenprisutredningen vill avslutningsvis framhålla att medlemsstaterna är oförhindrade att gå längre än vad artikel 9 i direktivet kräver när det gäller att använda ekonomiska styrmedel. Behovet av åtgärder för vattenmiljön samt mål som exempelvis kostnadseffektivitet och principen att förorenaren ska betala kan föranleda en ökad användning.

8.2 Bedömning och förslag angående styrmedel för vattenmiljön

Utredningens bedömningar och förslag:

Utredningen *bedömer* att några nya generella ekonomiska styrmedel inte bör införas nu. Om ett sådant införande skulle bli aktuellt förordar utredningen att nuvarande regler kompletteras med ekonomiska styrmedel enligt redovisad modell. (Se avsnitt 8.2.1)

Utredningen *föreslår* att bestämmelser tas in i 16 och 26 kap. miljöbalken om att en avgift får betalas i stället för att konkreta åtgärder vidtas. (Se avsnitt 8.2.2)

Utredningen *föreslår* en ändring i 8 § förordningen (1998:928) om bygde- och fiskeavgifter så att dispositionen av bygdeavgifter koncentreras till åtgärder som främjar en god vattenmiljö. (Se avsnitt 8.2.3)

Utredningen *förordar* att tidigare framlagt förslag om dispositionen av fiskeavgifter genomförs. (Se avsnitt 8.2.4)

Utredningen *bedömer* att tillgängliga medel inom den gemensamma jordbrukspolitikens landsbygdsförordning bör kunna användas på ett mer kostnadseffektivt sätt. Vilka styrmedel som skulle vara effektiva i detta sammanhang bör utredas av Jordbruksverket. (Se avsnitt 8.2.5)

Utredningen *förordar* att tidigare framlagt förslag om finansieringen av operativ övervakning genomförs. (Se avsnitt 8.3.3)

Utredningen har haft i uppdrag att överväga om det finns anledning att komplettera eller på annat sätt förändra befintliga ekonomiska, administrativa eller andra styrmedel för vattentjänster och annan vattenanvändning så att de sammantaget, på ett kostnads-effektivt och i övrigt ändamålsenligt sätt ger möjlighet att förbättra vattenmiljön i Sverige.

Som bakgrund för sin bedömning har utredningen gjort en översikt över de problem vattenförvaltningen i Sverige står inför och över dagens befintliga sammansättning av styrmedel. Till de allvarigare problemen hör övergödning, miljögifter och fysisk påverkan. Utsläppen från punktkällor har minskat kraftigt men de diffusa utsläppen framstår alltjämt som ett stort problem. Diffusa utsläpp är dock svåra att mäta och ofta svåra att påverka med säker effekt. Kostnaderna för att minska diffusa utsläpp kan därmed, även om åtgärdskostnaderna är relativt låga, visa sig vara höga då administrationskostnader beaktas.

Reglerande styrmedel är i dag huvudinstrumentet för att begränsa påverkan på vattenmiljön. Miljöbalken innehåller generellt giltiga hänsynsregler och miljöprovning av miljöfarlig verksamhet sker efter föreskrifter baserade på miljöbalken. Ekonomiska styrmedel finns som komplettering, främst i form av subventioner eller skatteavdrag riktade till jordbruksverksamhet och hushåll. Nuvarande styrmedel har med tanke på de kvarstående miljöproblemen hittills inte varit tillräckliga. Frågan är om ett större inslag av ekonomiska styrmedel skulle innebära att förbättringar av vattenmiljön kan nås på ett bättre sätt, exempelvis till lägre kostnader, med större säkerhet och/eller med en mer önskvärd fördelningsprofil.

Vattenprisutredningens generella svar på den frågan är ja. Det finns dock inget ekonomiskt eller annat styrmedel som ensamt kan lösa problemen och det finns alltid nackdelar med alla styrmedel och kombinationer av styrmedel. Vattenprisutredningen pekar ut riktningar och principer för hur dagens styrmedel kan justeras och kompletteras så att en bättre måluppfyllelse nås, så att de totala kostnaderna minskar och så att principen om att förorenaren ska betala i större utsträckning följs.

8.2.1 Generella ekonomiska styrmedel kombinerade med kvantitativa regleringar

Till fördelarna med ekonomiska styrmedel hör att verksamhetsutövaren, utifrån nivån på skatten/avgiften/subventionen, får avgöra i vilken omfattning begränsande åtgärder ska vidtas. När en avvägning mot egna åtgärdskostnader görs kan de totala kostnaderna för att nå målet bli lägre än med kvantitativa regleringar. Den fördelen måste vägas bland annat mot problemet med att bestämma nivån på det ekonomiska styrmedlet så att den avsedda totalreduktionen nås. En för lågt satt skatt leder till att utsläppen blir större än avsett medan en för högt satt skatt leder till mer åtgärder, och lägre utsläpp, än avsett och därmed till högre kostnader för verksamhetsutövarna. Om ett ekonomiskt styrmedel, liksom en kvantitativ reglering, ska riktas mot ett utsläpp krävs det att utsläppen kan mätas. Gäller det de punktutsläpp som omfattas av tillståndskrav finns uppgifter om utsläpp som gör att detta problem kan lösas relativt lätt. Motsvarande problem med diffusa utsläpp måste dock troligen lösas genom att styrmedlet riktas mot någon mätbar indikator.

Ekonomiska styrmedel kan dock utformas så att målet nås med större säkerhet. Med överlåtelsebara utsläppsrätter kan både måluppfyllelse och kostnadseffektivitet uppnås. Naturvårdsverket har i uppdrag att föreslå en typ av handelssystem för fosfor och kväve som också omfattar diffusa utsläpp. Vattenprisutredningen hänvisar därför till Naturvårdsverkets kommande rapport vad avser den frågan. I kapitel 7 i detta betänkande presenteras ett alternativ där olika former av styrmedel kombineras för att göra en avvägning mellan olika mål. Systemet utgår från nuvarande utsläppstillstånd men kompletterar dessa individuella utsläppstak med en utsläppsskatt för utsläpp över en viss nivå. I ett inledningsskede kommer en viss mängd utsläpp att vara gratis medan utsläpp över den nivån beskattas. Den individuella utsläpps begränsningen garanterar att utsläppen inte ökar över den nivån och utgör alltså en gardering mot för stora effekter av en utsläppsskatt på en för låg nivå. Samtidigt innebär skatten ett incitament till en ytterligare reduktion där denna kan göras till lägsta kostnader. Ytterligare incitament och möjlighet till ännu lägre reduktionskostnader kan uppnås om utsläppsminskningar under nivån för gratis utsläpp subventioneras. Med tiden kan nivån för gratis utsläpp sänkas vilket innebär en gradvis övergång till en situation där förorenarna betalar

för sina utsläpp. Den gradvisa övergången innebär att förorenarna får tid att anpassa sig till en situation där de betalar för sina utsläpp.

Det här beskrivna systemet med en kombination av individuella gränser, skatter och subventioner har många likheter med överlåtelsebara utsläppsrätter. Några skillnader finns dock. I ett system med överlåtelsebara utsläppsrätter kan transaktionskostnaderna, som parterna får genom att de ska hitta och förhandla med varandra, bli högre än i ett system med en skatt/subvention. Osäkerhet om framtida priser på en marknad för utsläppsrätter kan också, jämfört med en skatt/subvention på en i förväg känd nivå, leda till att det blir svårare att planera verksamheten. Systemet med skatt/subvention har inte det incitament att ”hålla på tillstånd” som kan finnas i ett handelssystem i och med att man kan vara osäker på hur stora de egna utsläppen kommer att bli och till vilket pris man, vid behov, kan ”köpa tillbaka” rättigheter som man säljer. Säkerheten i vilken utsläppsmängd man når är lägre i systemet med skatt/subvention.

Sammanfattningsvis har Vattenprisutredningen inte funnit skäl att föreslå att befintliga styrmedel på något område helt ersätts med generella ekonomiska styrmedel som skatter eller avgifter på utsläpp eller vid fysiska ingrepp och inte heller på varor eller åtgärder som medför indirekt miljöpåverkan. Omställningskostnaderna skulle vara för stora för att uppväga de fördelar som eventuellt kan nås. Detta innebär dock inget ställningstagande till Naturvårdsverkets kommande förslag om handelssystem för fosfor och kväve. Längre fram i detta kapitel behandlas också frågan om användningen av subventioner från landsbygdsprogrammet som styrmedel.

Utredningen vill dock återigen poängtera att generella ekonomiska styrmedel kan ha fördelar framför regleringar. Möjligheterna att använda sådana styrmedel som alternativ eller komplement till regleringar har ofta inte undersökts tillräckligt ingående när beslut fattas om regleringar. Naturvårdsverkets arbete beträffande utsläpp av fosfor och kväve framstår som ett undantag i sammanhanget. Utredningen vill peka på att förbudet mot fosfater i tvättmedel infördes utan att möjligheterna att använda ekonomiska styrmedel behandlades närmare. När väl en reglering av detta slag har införts är det inte meningsfullt att överväga möjligheten att använda ekonomiska styrmedel. När det gäller EU-samarbetet undersöks inte i praktiken möjligheterna att utnyttja ekonomiska styrmedel för vattenmiljön med någon större konsekvens.

En viktig slutsats från utredningens arbete är att många regleringar är utformade på ett sätt som gör att möjligheten att med framgång använda ekonomiska styrmedel kraftigt minskar. Om den beslutsfattande nivån, vare sig denna är EU-gemensam eller nationell, menar allvar med önskemålet om en ökad användning av ekonomiska styrmedel måste man samtidigt vara beredd att i) undvika vissa skärpningar av kvantitativa regleringar och ii) göra vissa av nuvarande kvantitativa regleringar mindre stränga. Slutsatsen av detta är dock inte att kvantitativa regleringar helt bör undvikas.

Det uppdrag Naturvårdsverket har beträffande ett avgiftssystem för minskade utsläpp av kväve och fosfor kommer att ge betydelsefull vägledning när det gäller förutsättningarna för att använda ekonomiska styrmedel. Inga nya regleringar bör införas som motverkar möjligheterna att genomföra det kommande förslaget innan det utvärderats helt.

Utredningen vill alltså understryka vikten av att möjligheterna att använda ekonomiska styrmedel övervägs noga varje gång problem inom vattenmiljön behöver lösas och frågan om styrmedel aktualiseras. Utredningen övergår nu till att behandla möjligheterna till en individuell användning av avgifter.

8.2.2 Individuella avgifter

Diskussionen i föregående avsnitt gällde möjligheterna att använda generella ekonomiska styrmedel. Närmast ska här möjligheterna tas upp att använda avgifter i enskilda fall. Det sker med utgångspunkt från nuvarande möjligheter att kompensera miljöskada genom att utföra eller bekosta åtgärder.

Miljöbalkens regler om områdesskydd i kapitel 7 öppnar möjligheter att vidta skadliga åtgärder i ett område mot att de kompenseras. Kompensationen kan bestå i att ett annat område av motsvarande intresse för naturvården skyddas eller i åtgärder som ökar naturvärdet av något annat redan skyddat område.

Vidare kommer kompensationstanken till uttryck i bestämmelserna i miljöbalkens kap. 10 om avhjälpande av miljöskada. I ansvaret att avhjälpa kan det ingå att återställa miljön till det tidigare skicket och, om ett återställande inte är möjligt, att vidta åtgärder som kompenserar.

I miljöbalkens allmänna bestämmelser om prövningen finns vidare en bestämmelse om att tillstånd eller dispens m.m. får förenas med skyldighet att utföra eller bekosta särskilda åtgärder för att kompensera det intrång i allmänna intressen som verksamheten medför (miljöbalken 16 kap. 9 §).

Bestämmelserna om kompensation innebär att frågan om vilka de kompenserande åtgärderna ska vara behandlas i samband med att tillståndet eller dispensen meddelas eller återställningsskyldigheten avgörs. Verksamhetsutövaren kan fullgöra sin skyldighet genom att betala för de kompenserande åtgärderna men det är nödvändigt att i sammanhanget ta ställning till vilka dessa ska vara. Det begränsar de praktiska möjligheterna att använda kompensationsalternativet. Genom att kompensationskyldigheten i stället bestäms som en avgift i pengar kan sådana problem undvikas. Avgiften kan betalas till t.ex. någon typ av fond som har till uppgift att finansiera miljöförbättrande åtgärder av det slag en kompensation genom åtgärder skulle ha avsett. I det följande belyses möjligheterna att ersätta åtgärder med avgifter i några exempel.

Utgångspunkten för det första exemplet är att utsläppen av eutrofierande ämnen från reningsverken av miljöskäl bör begränsas med sammantaget hälften av vad som tillåts med nuvarande villkor. Kostnaden för avskiljning kan växla mellan olika anläggningar. Jämfört med att varje anläggning avskiljer ytterligare hälften av utsläppet kan det därför bli billigare totalt om anläggningar med låga marginalkostnader reducerar mer än hälften medan övriga reducerar mindre än hälften av sina utsläpp. De som avskiljer mindre än genomsnittet får betala en avgift för utsläppet. Den bör sättas så högt att tillräckligt många föredrar att öka sin reduktion så mycket att en hälftenminskning nås totalt. Ett avgiftsalternativ skulle alltså under vissa omständigheter leda till lägre totalkostnader och vara till fördel för åtminstone vissa verksamhetsutövare.

Ett annat exempel gäller enskilda avlopp. Det är viktigt att utsläppen av fosfor och kväve från enskilda avlopp minskar, särskilt från de som ligger nära kusterna vid Västerhavet och Östersjön söder om Ålands hav. Det är dock inte nödvändigt att de totala utsläppen går ned till noll. Kostnaden för den enskilde att begränsa utsläppen kan vara hög vare sig det gäller en anslutning till ett kommunalt avloppsnät eller att skaffa en fungerande egen anläggning. För dem som har särskilt höga kostnader kan en avgift, gärna årlig, vara ett bättre alternativ än att vidta åtgärden.

Ytterligare ett exempel avser eventuella nya krav på vandringsvägar för ål och annan fisk förbi dammar och kraftstationer samt på andra åtgärder för att förbättra förutsättningarna för fisk. Det kan gälla t.ex. omlöp, fisktrappor, minimitappningar m.m. Nyttan från naturvårdssynpunkt med satsningar på att förbättra förhållandena för det biologiska livet i vattendrag och sjöar skiljer sig kraftigt åt mellan olika vatten och delar av landet. Åtgärder för att förbättra fiskvandringmöjligheter i de stora kraftproducerande älvarna kan vara kostsamma och samtidigt medföra märkbara kraftförluster. Återställda vandringsmöjligheter och lekbottnar i de mindre vattendragen i de södra delarna av landet – som är förhållandevis mer påverkade än de norra – kan kräva jämförelsevis mindre uppoffringar men ändå ge en betydande miljönytta. Ägaren av en större kraftverksdamm eller vattenkraftverk skulle som alternativ till åtgärder i den egna anläggningen kunna bekosta åtgärder någon annanstans där insatsen ger bättre effekt, såväl i samma avrinningsområde som i något annat, även i någon annan del av landet. I stället för att bekosta specifika åtgärder skulle ägaren av anläggningen kunna betala en avgift.

Till sist vill utredningen nämna att det i vattendomar kan ingå krav på kraftbolagen att finansiera utsättningar av lax och öring främst i reglerade vattendrag. Syftet är att kompensera för störningar av reproduktionen orsakad av vattenkraftsutbyggnad. Kostnaderna för verksamheten har uppskattats till 70–80 miljoner kronor per år. Den samhällsekonomiska nyttan av att sätta ut odlad lax och öring i stället för att vidta återställningsåtgärder som stärker de vilda bestånden har dock starkt ifrågasatts. Utredningen ser det som angeläget att berörda parter vid omprövning av vattendomar ges och tar till vara möjligheten att utforma åtgärder så att det gagnar vattenmiljön och den biologiska mångfalden i större utsträckning och som på ett mer kostnadseffektivt sätt än nu bidrar till samhällsnyttan. Den beskrivna möjligheten att använda avgifter skulle underlätta sådana strävanden.

Frågan om avgifter i stället för åtgärder diskuterades i rapporten (Ds 1997:52) *Kompensation för förlust av miljövärden* (s. 33). Enligt rapporten är det betydligt lämpligare att kompensation för förstörda naturvärden sker genom att miljön förbättras på en annan plats än att kompensation sker i pengar, särskilt om det inte finns garantier att pengarna används till förbättringsåtgärder.

Enligt Vattenprisutredningen skulle emellertid en avgift kunna lösa praktiska problem att i tid och rum hitta lämpliga kompanse-

rande åtgärder. Utredningen föreslår därför att bestämmelserna om kompensation kompletteras genom att alternativet för verksamhetsutövaren att betala en avgift till exempelvis en fond införs. Möjligheten att utföra eller bekosta åtgärder i stället för att betala avgift bör dock finnas kvar.

När det gäller frågan hur influtna avgifter ska användas anser Vattenprisutredningen att den kompensationstanke som miljöbalken ger uttryck för bör vara vägledande. Avser avgiften negativ påverkan på vattenmiljön bör avgiften användas för att förbättra vattenmiljön någonstans.

Möjligheten att betala avgift bör givetvis inte användas om det är fråga om åtgärder som överhuvudtaget inte bör tillåtas. Användningen får bl.a. inte innebära att vattenmyndigheternas miljökvalitetsnormer överträds.

Med hänvisning till det sagda lägger Vattenprisutredningen fram ett förslag till en ny bestämmelse i miljöbalken (16 kap. 9 a §) om avgifter. Enligt förslaget får skyldighet att utföra eller bekosta åtgärder ersättas med en skyldighet att betala en avgift motsvarande intrånget. Vidare föreslås att villkor får utformas som en skyldighet att betala en avgift. Den ska motsvara ekonomiskt den belastning villkoret annars skulle medföra för verksamhetsutövaren. Vidare föreslås att en bestämmelse införs i 26 kap. miljöbalken om att ett föreläggande eller förbud i stället för att avse en åtgärd får ange att en avgift ska betalas. För tydlighet skall bör framgå av lagtexten att avgifterna inte ska användas för andra ändamål än miljövårdande åtgärder. Regeringen eller en myndighet regeringen bestämmer bör kunna meddela föreskrifter om användningen av avgifterna. I övrigt bör samma regler gälla för avgifter som för kompensation enligt nuvarande bestämmelser.

Det finns vissa administrativa problem med ett avgiftssystem. Med nuvarande sätt att reglera miljöfarlig verksamhet i villkor måste man bestämma sig för vilken påverkan som kan godtas maximalt. Med ett avgiftssystem måste man dessutom göra en beräkning av vilken storlek på avgifterna som ger den önskade minskningen av miljöbelastningen. För tillämpningen kan vägledning behövas från centrala myndigheter som Naturvårdsverket, Jordbruksverket och Fiskeriverket i frågor om när avgifter är lämpliga och hur de ska bestämmas. Utredningen ser för sin del ingen anledning att lägga några förslag om detta.

8.2.3 Användningen av bygdeavgifter

Vattenprisutredningen anslöt sig ovan till uppfattningen att avgifter som ska kompensera skador i vattenmiljön bör användas till förbättringar av just vattenmiljö. Utredningen vill i detta sammanhang ta upp vissa frågor om bygdeavgifter. Bestämmelser om dessa finns i 6 kap. lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet.

Bestämmelserna innebär att den som får tillstånd till vattenverksamhet ska betala en årlig bygdeavgift om vattenverksamheten avser bl.a. drift av vattenkraftverk eller vattenreglering. Bygdeavgifterna ska enligt lagen användas dels för att förebygga eller minska sådana skador av vattenverksamheten eller anläggningar för denna som inte har ersatts enligt 31 kap. miljöbalken och för att gottgöra sådana skador (dvs. skador för enskilda), dels för att tillgodose allmänna ändamål för den bygd som berörs av vattenverksamheten eller anläggningar för denna.

De närmare föreskrifterna om dispositionen av bygdeavgifterna återfinns i förordningen (1998:928) om bygde- och fiskeavgifter. Den som lider skada av verksamheten får ansöka hos berörd länsstyrelse om bidrag ur avgiftsmedlen om någon ersättning för skadan inte tidigare bestämts av miljödomstolen. Sedan medel i mån av behov avsatts för sådana bidrag ska resterande avgiftsmedel enligt 6 kap. 8 § användas för lån eller bidrag till investeringar för ändamål som främjar näringsliv eller service i bygden eller annars är till nytta för denna. I förordningens 9 § finns särskilda bestämmelser om sådana lån eller bidrag till främjande av rennäringen.

Länsstyrelserna har till regeringskansliet redovisat inbetalade belopp avseende bygdeavgifter för 2005 samt den beslutade användningen av medlen. Totalt inbetalades 113 miljoner kronor. 137 000 kronor utbetalades enligt 4 § förordningen (skador för enskilda), 0,8 miljoner kronor användes till åtgärder för restaurering och skydd av vattenmiljöer, 1 miljon kronor fonderades medan resten, 111 miljoner kronor, användes till näringsliv, service och andra allmänna ändamål. Ytterligare 24 miljoner kronor utbetalades till allmänna ändamål av medel som fonderats under tidigare år. Motsvarande uppgifter för 2004 visar att inbetalningar och användning då låg på ungefär samma nivåer som 2005; till åtgärder för restaurering och skydd av vattenmiljöer användes det året 1,9 miljoner kronor.

Bygdeavgifterna används alltså nästan helt till ändamål som inte har någon koppling till skadan i vattenmiljön som vattenverksamheten orsakar. Denna användning avviker från de principer för kompensation för skada som redovisats i föregående avsnitt.

Med hänsyn till de behov som föreligger vad gäller åtgärder för att förbättra vattenmiljön bör enligt Vattenprisutredningen bygdeavgifterna med tanke på deras samband med vattenverksamhet i första hand användas för detta ändamål. Användningsområdet som det framgår av 8 § förordningen (1998:928) om bygde- och fiskeavgifter bör därför ändras så att det avser – förutom ersättning och bidrag till de som lidit skada – i första hand investeringar för ändamål som främjar en god vattenmiljö.

8.2.4 Flexiblare användning av fiskeavgifter

Miljöprocessutredningen har i betänkandet Vattenverksamhet (SOU 2009:42) gjort bedömningen att ett av Kammarkollegiet framfört förslag med innebörden att fiskeavgifterna ska få användas mer flexibelt bör genomföras. Miljöprocessutredningen föreslår mot den bakgrunden en ändring i 10 § förordningen (1998:928) om bygde- och fiskeavgifter. Förslaget torde på samma sätt som det här lämnade förslaget rörande bygdeavgifterna ge möjlighet till en effektivare användning av tillgängliga resurser och bör därför också genomföras.

8.2.5 Landsbygdsprogrammets ersättningar och diffusa utsläpp

Diffusa utsläpp kan i dagsläget inte mätas till rimliga kostnader och eventuella styrmedel måste därmed riktas mot någon indikator för utsläppet. Den nuvarande skatten på bekämpningsmedel och den nyss avskaffade skatten på gödselmedel, som är exempel på den typen av styrmedel, har respektive hade till följd att användningen av de beskattade produkterna såväl som utsläppen minskade. De använda skattesatserna är/var dock för låga för att pressa ned användningen så långt att de negativa effekterna i vattenmiljön helt eliminerades. För att åtgärda diffusa utsläpp av kväve och fosfor från jordbruket och hushållen finns i dag ekonomiska styrmedel i

form av ersättningar från landsbygdsprogrammet och skatteavdrag vid uppgradering av enskilt avlopp.

I dessa fall rör det sig visserligen om ekonomiska incitament men i form av subventioner. Det innebär att principen om att förorenaren ska betala, inte ens i den svagare varianten som endast innefattar att förorenaren betalar åtgärdskostnader, inte är uppfylld. Det bör noteras att det faktum att ett utsläpp är diffust inte i sig innebär att ett styrmedel inte kan utformas enligt principen om att förorenaren ska betala. Den borttagna skatten på handelsgödsel var ett sätt att indirekt beskatta utsläpp av kväve. Eftersom korrelationen mellan använd mängd gödsel och läckage skiljer sig beroende på när, var och hur gödselmedlet används så varierar nivån på skatten, räknat per utsläpp. Detta innebär bristande kostnadseffektivitet och kan dessutom uppfattas som orättvist.

Det är i princip möjligt att använda ekonomiska styrmedel så att principen om att förorenaren ska betala beaktas även om de riktas som indikatorer på diffusa utsläpp. Ett par exempel:

- i) istället för att ställa specifika (för enskilda) eller generella (för alla) krav på kantzoner/skyddszoner så kan man beskatta avsaknaden av kantzon/skyddszon. Ett krav på sådana zoner skulle kräva precisering av var kravet gäller och samma precisering skulle kunna ligga till grund för uttaget av skatt. Behovet av kontroll är i princip detsamma. Jämfört med ett krav på zon är en skatt på avsaknad fördelaktig för verksamhetsutövarna.
- ii) kollektivt ansvar för påverkan från ett större område med en kombination av beskattning och subvention. Genom att minska antalet mätpunkter kan man hålla nere transaktionskostnaderna.

I detta sammanhang vill utredningen särskilt understryka betydelsen av lokala samverkansprojekt där åtgärder riktas mot diffusa utsläpp och där såväl nyttan av som intresset för dessa åtgärder kan omfatta flera intressenter, bland dessa kommunerna.

I Danmark övervägs för närvarande möjligheterna att förbättra det nuvarande systemet med gödselräkenskaper och införa moment av ekonomiska styrmedel. En reformerad version av detta kan vara av intresse även för Sverige. Naturvårdsverket har i uppdrag att föreslå en typ av handelssystem för fosfor och kväve som också omfattar diffusa utsläpp. Vattenprisutredningen vill i sammanhanget framhålla att för att nya ekonomiska styrmedel ska vara effektiva kommer det att krävas anpassningar i dagens regelverk

som innebär att ingen fortsatt skärpning av villkor för utsläpp av t.ex. kväve och fosfor till vatten görs. Det kan t.o.m. vara så att det kan bli nödvändigt att släppa på vissa krav.

Landsbygdprogrammen inom den gemensamma jordbrukspolitiken har tillförts nya resurser under 2010, bl.a. just för åtgärder inom vattenområdet. Jordbruksverket har på uppdrag av vattenmyndigheterna tagit fram en katalog med förslag på åtgärder inom jordbruket¹. Inom ramen för programmet Greppa Näringen pågår också ett omfattande arbete för att minska jordbrukets negativa miljöeffekter. Ersättningarna i landsbygdsprogrammet är åtgärds-specifika och frivilliga att söka, vilket gör att kostnadseffektiviteten troligen är åsidosatt. Vidare blir den långsiktiga effekten osäker eftersom förutsättningarna för att genomföra åtgärderna förändras beroende på bl.a. utvecklingen av spannmålspriset.

Landsbygdsprogrammets potential som effektivt styrmedel är troligen större än vad som utnyttjas idag. Vattenprisutredningen föreslår därför att det i samband med framtida förändringar av EU:s regelverk (t.ex. av landsbygdsförordningen) och vid framtagandet av landsbygdsprogram för perioden 2014–2020 särskilt utreds vilka styrmedel som skulle vara effektiva för att få ut så mycket miljöeffekt som möjligt av dessa ersättningar, som redan i dagsläget är omfattande och som dessutom kan förväntas öka. Detta kan innebära ett större mått av geografisk anpassning av åtgärderna och därmed ersättningsnivåerna för att vidta dessa. I sammanhanget skulle t.ex. förutsättningarna för att inom landsbygdsprogrammets ram introducera ett system med s.k. omvänd auktionering kunna utredas närmare. I arbetet måste också resultatet av Naturvårdsverkets uppdrag angående avgiftssystem för minskade utsläpp av kväve och fosfor beaktas så att inte tillämpningen av landsbygdsförordningen konkurrerar med ett eventuellt avgiftssystems behov av kompensatoriska åtgärder inom jord- och skogsbruket.

¹ 64 åtgärder inom jordbruket för god vattenstatus. Rapport 2008:31, Jordbruksverket 2008.

8.3 Vissa övriga frågor

8.3.1 Regional/lokal vattenbrist

Brist på vatten är inte något stort problem i Sverige. De styrmedel som finns är reglerande, i form av tillstånd för vattenuttag.

I vissa begränsade områden i Sverige, t.ex. i Skåne och Roslagen, är det dock tidvis brist på vatten. Om vattenuttag påverkar allmänna eller enskilda intressen, vilket de gör om de orsakar brister för andra, kräver miljöbalken tillstånd till uttaget. Det är tänkbart att balansen skulle kunna upprätthållas med avgifter på uttag i stället för att vissa uttagsmängder bestäms. Detta kräver dock en lagändring så att ett tillståndsbeslut kan innefatta en lösning med avgiftsmetoden. Den internationella utblick som Vattenprisutredningen gjort visar att det inte är ovanligt i andra länder att licenser är förenade med en avgift.

Ett potentiellt problem med nuvarande reglering i Sverige är att vattnet vid bristsituationer inte används på det samhällsekonomiskt bästa sättet. En avgift på vattenuttag skulle ge incitament till prioritering av användningsområde men det skulle vara svårt att fastställa en avgiftsnivå som inte leder till överuttag. För att kombinera måluppfyllelse och effektivitet skulle ett system med överlåtelser av tillåtna uttagsmängder kunna användas. I ett sådant system skulle nuvarande tillstånd för vattenuttag kompletteras med en rättighet att överlåta hela eller delar av den mängd den enskilde har rätt att ta ut till någon annan.

Vanligen hindrar dagens tillstånd att tillståndshavaren överlåter vatten till andra (men om en samfällighet är tillståndshavare kan vatten överlåtas inom denna). Miljöbalkens nuvarande lydelse omöjliggör dock inga sådana överlåtelser. Det behövs alltså ingen lagändring för att införa överlåtelsebara uttagsrätter om behovet uppstår.

8.3.2 Påverkan från tidigare verksamhet

Vattnets kvalitet kan fortsätta att påverkas av verksamheter som inte längre pågår och där det också saknas juridiskt ansvarig.

Vattenprisutredningen vill framhålla att åtgärderna mot sådana gamla försyndelser bör grundas på vad som är kostnadseffektivt.

Anslagen för sanering av förorenade områden är troligen avgörande för att nå vattenförvaltningens mål. Vattenprisutredningen

bedömer att det bör utvärderas om detta anslag används kostnads-effektivt, och om nivån på anslaget är tillräckligt för att nå vattenförvaltningens mål. När det gäller fysisk påverkan från tidigare verksamhet finns det knappast några möjligheter att använda generella styrmedel som skatter och avgifter på ett effektivt sätt.

8.3.3 Ansvar för utökade provtagningar och analyser

Provtagningar och analyser behövs såväl för att kartlägga behovet av styrmedel och åtgärder som för att analysera effekterna av införda styrmedel och genomförda åtgärder. Mätning av utsläpp med rimlig koppling till en verksamhetsutövare kan liksom kostnaderna för tillsyn, med en rimlig tolkning av principen om att förorenaren ska betala, ingå i förorenarens betalningsansvar.

Vattenprisutredningen lägger inget eget förslag utan förordar ett genomförande av det förslag till lagändring i miljöbalken 5 kap. 12–16 §§ som lagts fram i betänkandet *En utvecklad havsmiljöförvaltning* (SOU 2008:48).

9 Förslagets konsekvenser

Utredningen ska enligt sina direktiv redovisa hur dess förslag kan antas bidra till att målen för vattenmiljön nås. Utredningen ska enligt direktiven också redovisa samhällsekonomiska konsekvenser och konsekvenserna för berörda intressenter av sina förslag.

Utredningen föreslår att kapitel 16 och 26 i *miljöbalken kompletteras* med bestämmelser som innebär att skyldighet för en verksamhetsutövare att utföra eller bekosta åtgärder för att bl.a. kompensera intrång i allmänna intressen får ersättas med en skyldighet att betala en avgift motsvarande intrånget. Avgifter ska användas för miljövårdande åtgärder enligt vad regeringen eller en av regeringen utsedd myndighet bestämmer närmare.

Från verksamhetsutövarens utgångspunkt kan en möjlighet att ersätta kostsamma åtgärder med att betala en avgift som kompensation vara förmånlig. När det gäller allmänna intressen på vattenvårdens område kan influtna avgifter ge möjlighet att finansiera åtgärder som annars åtminstone temporärt saknat finansiering. Utredningens uppfattning är alltså att förslaget kan ge vissa fördelar såväl för samhället som för enskilda utan att det leder till några negativa konsekvenser. Sammantaget bör konsekvenserna därför vara positiva.

Det finns inget underlag för att bedöma vilka belopp det kan bli fråga om. Det kommer att bero på hur avgiftsalternativet utvecklas i den praktiska tillämpningen.

Utredningen föreslår vidare *ändringar i 8 § förordningen (1998:928) om bygde- och fiskeavgifter*. De årliga bygdeavgifterna uppgick vid senaste sammanställning till 113 miljoner kronor. Bara en obetydlig del används för vattenmiljön på ett sätt som kan sägas kompensera för skador vattenverksamheten i fråga orsakat. Syftet med förslaget är att tillgängliga bygdeavgifter i första hand ska användas för investeringar som främjar vattenmiljön i bygden. Bygdeavgifterna bör inte användas när det finns någon förorenare som ska betala.

Utrymmet för investeringar i nya projekt som avser bl.a. näringsliv och service i bygden kommer att minska. Bygden gynnas dock genom att vattenmiljön i bygden förbättras av investeringar med motsvarande belopp. Eftersom det gäller investeringar kommer ingen löpande verksamhet att påverkas.

Av 9 § förordningen framgår att storleken av de medel som ska stå till Sametingets förfogande för investeringar för främjande av rennäringen ska för varje år fastställas av Sametinget och länsstyrelsen i samråd. Det nuvarande beloppet är cirka 12 miljoner kronor per år totalt för landet. När behovet av investeringar för vattenmiljön i bygden tillgodosetts torde minst ett så stort belopp som 12 miljoner kronor årligen återstå av bygdeavgifterna. Det behöver därför inte bli några följder av förslaget för investeringarna i rennäringen.

Konsekvensen för statens del blir att behovet av statsmedel till satsningar på vattenmiljön i områden med god tillgång till bygdeavgifter minskar. Det saknas underlag för att bedöma vilka belopp det blir fråga om.

Utredningens förslag om kompletteringar i miljöbalken om avgifter och om ändrad inriktning av bestämmelserna om bygdeavgifternas användning bör i vissa fall kunna bidra till finansieringen av vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Detsamma gäller de redan tidigare lämnade förslagen rörande dispositionen av fiskeavgifter liksom täckandet av kostnader för den operativa övervakningen. Utredningens bedömning är dock, även om inga belopp kan anges, att vattenmyndigheternas åtgärdsprogram till övervägande del måste finansieras i annan ordning.

Kommittédirektiv



Styrmedel för bättre vattenkvalitet

Dir.
2008:157

Beslut vid regeringssammanträde den 18 december 2008

Sammanfattning

En särskild utredare ska utreda användningen av ekonomiska och andra styrmedel som kan förbättra vattenkvaliteten.

Utredaren ska överväga om det finns anledning att komplettera eller på annat sätt förändra befintliga ekonomiska, administrativa eller andra styrmedel för vattentjänster och annan vattenanvändning så att de sammantaget, på ett kostnadseffektivt och i övrigt ändamålsenligt sätt, ger möjlighet att förbättra vattenmiljön i Sverige. Utredaren ska vidare kartlägga och analysera den nuvarande prispolitiken för vattentjänster och annan vattenanvändning och bedöma om den är förenlig med artikel 9 i Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (ramdirektivet för vatten) och efter behov föreslå förändringar.

Utredaren ska redovisa uppdraget senast den 30 december 2009.

Styrinstrumenten för vattenmiljön

Bakgrund

För att bevara och förbättra tillståndet i såväl inlandsvatten som kustvatten och havsvatten finns en rad styrinstrument. Miljöbalkens allmänna hänsynsregler innebär att den som driver en verksamhet eller vidtar en åtgärd ska utföra de skyddsåtgärder, följa de begränsningar och vidta de försiktighetsåtgärder i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka skada eller olägen-

het för människors hälsa eller miljön. Miljöbalkens bestämmelser bygger bl.a. på den s.k. försiktighetsprincipen och principen att förorenaren betalar.

För miljöfarlig verksamhet finns tillstånds- och anmälningsplikt. Olika villkor kan ställas i fråga om bl.a. skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått. Vattenverksamheter regleras särskilt i 11 kap. miljöbalken. Ett tillstånd till vattenverksamhet kan ha villkor bl.a. om vattenreglering och om åtgärder till skydd för fisket.

Lagen (2006:412) om allmänna vattentjänster reglerar bl.a. skyldigheten att betala avgifter för vattenförsörjning och avlopp.

Påverkan på vattenmiljön kan förutom med lagstiftning begränsas med ekonomiska styrmedel. Som exempel kan nämnas skatter på handelsgödsel och bekämpningsmedel, vilka syftar till att minska övergödningen och försurningen av mark och vatten samt till att minska hälsoriskerna. Vidare finns bl.a. miljöavgifter på utsläpp av kväveoxider vid energiproduktion, farledsavgifter som fastställs med hänsyn till fartygs utsläpp av svavel och kväveoxider samt skatter på koldioxidutsläpp.

I betänkandet Klart som vatten (SOU 2002:105) presenterades en principmodell för vattenavgifter. Naturvårdsverket och vattenmyndigheterna genom Länsstyrelsen i Västmanlands län har i skrivelser inkomna till regeringen den 21 juni 2005 och den 9 november 2005 förordat en vidare utredning av prispolitiken för vattentjänster och annan vattenanvändning i enlighet med ramdirektivet för vatten (dnr M2005/3798/Na).

Vidare har Naturvårdsverket tillsammans med Statens energimyndighet den 2 oktober 2006 redovisat rapporten Ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken (dnr M2006/4057/Mk).

Naturvårdsverket har i regleringsbrevet för 2007 fått i uppdrag att bland annat föreslå modeller för avgiftssystem som kan bidra till att på ett kostnadseffektivt sätt minska övergödningen i Östersjön och Västerhavet. Uppdraget ska redovisas vid utgången av 2008.

I betänkandet En utvecklad havsmiljöförvaltning (SOU 2008:48) behandlas bl.a. frågor om vattenanvändarnas ansvar för kostnader för övervakning av vattenmiljön.

Uppdraget

För att tillståndet i vattenmiljön ska kunna förbättras enligt miljömål som Ingen övergödning, Levande sjöar och vattendrag, Grundvatten av god kvalitet samt Hav i balans krävs omfattande insatser. Detta understryks av Miljömålsrådets utvärdering 2008 av Sveriges miljömål.

Stora insatser behövs också för att uppfylla flera EG- direktiv, bl.a. ramdirektivet för vatten. För att uppnå god miljöstatus i Sveriges havsområden i enlighet med det nyligen antagna ramdirektivet 2008/56/EG om en marin strategi måste föroreningarna från land minska. Ramdirektivet för vatten kräver åtgärder mot sådana föroreningar och är därför av särskild vikt för att genomföra också ramdirektivet om en marin strategi.

Genom EU-arbetet ställs också andra krav med anknytning till vatten än sådana som avser skydd av vattenmiljön. Det gäller bl.a. direktivet 2001/77/EG om förnybar el som har betydelse för användningen av vatten för vattenkraftproduktion. Vidare har Europeiska rådet antagit bindande mål för användningen av förnybar energi (7224/07 COUNCL 1). Som en del av det s.k. Klimat- och energipaketet presenterade Europeiska kommissionen i början av 2008 ett förslag till direktiv om främjande av energi från förnybara energikällor (KOM[2008] 19 slutlig). Förslaget innehåller bl.a. nationella bindande mål för andelen förnybar energi och för Sverige föreslås ett mål på 49 procent. Den befintliga vattenkraften har mycket stor betydelse för att nå det föreslagna målet.

Den kartläggning och klassificering som vattenförvaltningen genomfört visar att det återstår ett betydande arbete för att klara kraven i ramdirektivet för vatten. Det är en grundläggande förutsättning för framgång i arbetet att styrmedlen är effektiva och samstämda.

Utredaren ska undersöka om det finns anledning att komplettera eller på annat sätt förändra befintliga styrmedel så att de sammantaget på ett kostnadseffektivt och i övrigt ändamålsenligt sätt ger möjlighet att förbättra vattenmiljön i Sverige och uppnå god vattenstatus. Även påverkan på havsmiljön ska beaktas. Utredaren ska även ta hänsyn till annan påverkan på vattenmiljön än sådan som beror på vattentjänster i direktivets bemärkelse. Utredaren ska vid behov lägga fram förslag om förändringar av styrinstrumenten.

Utredaren ska behandla frågan om ekonomiska styrmedel används på ett effektivt sätt och i lämplig omfattning för att ge verksamhetsutövarna ekonomiska drivkrafter att minska negativ påverkan på vatten. Utredaren kan föreslå ändringar av användningen av de statliga utgifterna till skydd för vattenmiljön men ska inte föreslå öknings av dessa totalt sett. Utredaren kan även föreslå ändringar inom miljöbalkens styrsystem.

Utredarens förslag måste vara avvägda i förhållande till de regler som gäller på grund av EU-samarbetet.

Utredarens förslag ska vara förenliga med principen om att förorenaren betalar. Det gäller även för sådana kostnader som behövs för att övervaka konsekvenserna för miljön av en verksamhet.

Utredaren ska redovisa hur förslagen kan antas bidra till att målen för vattenmiljön nås.

Utredaren ska också ta hänsyn till och redovisa samhällsekonomiska konsekvenser och konsekvenserna för berörda intressenter av sina förslag.

Eventuella förändringar av styrmedlen bör ske varsamt, vid behov stegvis samt på ett kostnadseffektivt sätt. Utredaren ska ta i beaktande risken att en verksamhet läggs ner om förändringen ökar kostnaderna väsentligt inom den berörda näringslivssektorn. Vidare ska utredaren ta hänsyn till andra mål för de verksamheter som berörs och som staten har fastställt, t.ex. det mål om förnybar energi som berör vattenkraften. Utredaren ska ta del av internationella erfarenheter på området.

Naturvårdsverket lämnar senare i år förslag med anknytning till detta uppdrag. Miljöprocessutredningen lämnar också sådana förslag den 30 april 2009. Utredaren ska ta del av dessa förslag och när det är befogat samordna sina egna förslag med dem.

Utredaren ska vid behov lämna förslag till författningsändringar.

Utredaren ska samråda med berörda myndigheter och organisationer.

Överensstämmelsen med artikel 9 i ramdirektivet för vatten

Bakgrund

Enligt artikel 2.38 i ramdirektivet för vatten är vattentjänster "alla tjänster som tillhandahåller hushåll, myndigheter eller någon slags ekonomisk verksamhet a) uttag, uppdämning, lagring, rening och distribution av ytvatten eller grundvatten b) insamling och rening av avloppsvatten som senare släpps ut till ytvatten". Vidare betyder enligt artikel 2.39 vattenanvändning "vattentjänster samt all annan verksamhet som enligt artikel 5 och bilaga II anses ha en väsentlig effekt på vattenstatusen." Detta begrepp används i artikel 1, som anger ramdirektivets syfte, och när det gäller en ekonomisk analys som ska utföras enligt artikel 5 och bilaga III.b.

Enligt direktivets artikel 9 ska medlemsstaterna beakta principen om kostnadstäckning för vattentjänster inberäknat miljö- och resurskostnader, med beaktande av den ekonomiska analys som utförs enligt bilaga III och, framförallt, i enlighet med principen att förorenaren betalar. Medlemsstaterna ska enligt artikel 9 senast 2010 se till att prispolitiken för vatten ger vattenförbrukarna tillräckliga drivkrafter till effektiv användning av vattenresurserna och bidrar till miljömålen i direktivet. Enligt samma artikel ska medlemsstaterna se till att de olika vattenanvändningsverksamheterna, uppdelade på åtminstone industri, hushåll och jordbruk adekvat bidrar till kostnadstäckningen för vattentjänster, med utgångspunkt i den nämnda ekonomiska analysen och med beaktande av bl.a. principen om att förorenaren betalar.

Direktivet har genomförts i svensk rätt genom bl.a. 5 kap. miljöbalken och förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

Statens va-nämnd bedömde i en rapport den 24 juni 2002 att den dåvarande lagen (1970:244) om allmänna vatten- och avloppsanläggningar (va-lagen) inte stred mot kraven i artikel 9 i ramdirektivet för vatten. Va-lagen har ersatts av lagen (2006:412) om allmänna vattentjänster vilken överensstämmer med den tidigare lagen på sådant sätt att den kan anses förenlig med kraven i artikel 9.

EG-kommissionen har i en formell underrättelse ifrågasatt det svenska genomförandet av bl.a. artikel 9 i ramdirektivet för vatten. I ett svar till kommissionen den 13 februari 2008 har Sverige hävdats att Sverige uppfyller kraven i artikel 9 (dnr M2007/4848/R).

EG-kommissionen har vidare lagt fram dels meddelandet om en prispolitik som främjar hållbar användning av vattenresurserna (KOM[2000] 477 slutlig), dels en grönbok om marknadsbaserade styrmedel för miljöpolitiken och närliggande politikområden (KOM[2007] 140 slutlig).

Uppdraget

Utredaren ska kartlägga och analysera den offentliga prispolitiken för vattentjänster i Sverige, särskilt i vilken grad och hur den beaktar principen om kostnadstäckning inbegripet miljö- och resurskostnader och om den i enlighet med artikel 9 i ramdirektivet för vatten ger tillräckliga drivkrafter till effektiv användning av de svenska vattenresurserna. Utredaren ska behandla hur olika vattenanvändningsverksamheter (i första hand industri, hushåll och areella näringar) bidrar till kostnadstäckning av vattentjänster.

Utredaren ska även kartlägga och analysera den offentliga prispolitiken för andra typer av vattenanvändning än vattentjänster. Utredarens redovisning ska kunna användas i den rapport som avses i bilaga 1 punkten 9 förordningen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön såvitt gäller praktiska åtgärder som har vidtagits på nationell nivå.

Innebörden av uttrycket prispolitik i ramdirektivet bestäms av definitionerna av termerna vattentjänster och vattenanvändning i artiklarna 2.38 och 2.39, den ekonomiska analys som ska genomföras enligt artikel 5 och bilaga III samt artikel 9 i direktivet. Det är dock oklart om prispolitiken enligt artikel 9 enbart omfattar vattentjänster eller om det, med hänsyn till de nämnda artiklarnas lydelse och direktivets syfte enligt artikel 1, finns anledning att tolka bestämmelserna så att prispolitiken bör omfatta det vidare begreppet vattenanvändning. Utredaren ska därför även behandla frågan hur termen prispolitik i direktivet ska förstås.

Om utredaren finner att den nuvarande prispolitiken för vattentjänster behöver ändras för att uppfylla kraven i ramdirektivet för vatten, ska utredaren lägga fram de förslag som behövs. Det som sagts under rubriken Styrinstrumenten för vattenmiljön, under rubriken Uppdraget, ska beaktas i tillämpliga delar.

Tid för redovisning

Utredaren ska redovisa sitt uppdrag till regeringen senast den 30 december 2009.

(Miljödepartementet)

Kommittédirektiv



**Tilläggsdirektiv till utredningen om
styrmedel för bättre vattenkvalitet
(M 2008:06)**

**Dir.
2009:123**

Beslut vid regeringssammanträde den 10 december 2009

Förlängd tid för uppdraget

Med stöd av regeringens bemyndigande den 18 december 2008 gav statsrådet Carlgren en särskild utredare i uppdrag att utreda användningen av ekonomiska och andra styrmedel som kan förbättra vattenkvaliteten. Enligt direktivet ska utredningen redovisas senast den 30 december 2009.

Utredningstiden förlängs. Utredningen ska lämna ett delbetänkande senast den 30 december 2009 i de delar som har ekonomiska konsekvenser och lämna förslag till finansiering. Uppdraget ska slutredovisas senast den 28 februari 2010.

(Miljödepartementet)

Statens offentliga utredningar 2010

Kronologisk förteckning

1. Lätt att göra rätt
– om förmedling av brottsskadestånd. Ju.
2. Ett samlat insolvensförfarande – förslag till ny lag. Ju.
3. Metria – förutsättningar för att ombilda division Metria vid Lantmäteriet till ett statligt ägt aktiebolag. M.
4. Allmänna handlingar i elektronisk form – offentlighet och integritet. Ju.
5. Skolgång för alla barn. U.
6. Kunskapslägesrapport på kärnavfallsområdet 2010
– utmaningar för slutförvarsprogrammet. M.
7. Aktiva åtgärder för att främja lika rättigheter och möjligheter – ett systematiskt målinriktat arbete på tre samhällsområden. IJ.
8. En myndighet för havs- och vattenmiljö. M.
9. Den framtida organisationen för vissa fiskefrågor. Jo.
10. Kvinnor, män och jämställdhet i läromedel i historia. En granskning på uppdrag av Delegationen för jämställdhet i skolan. U.
11. Spela samman – en ny modell för statens stöd till regional kulturverksamhet. Ku.
12. I samspel med musiklivet – en ny nationell plattform för musiken. Ku.
- 13 Upphandling på försvars- och säkerhetsområdet. Fi.
14. Partsinsyn enligt rättegångsbalken. Ju.
15. Kriminella grupperingar – motverka rekrytering och underlätta avhopp. Ju.
16. Sverige för nyanlända. Värden, välfärdsstat, vardagsliv. IJ.
17. Prissatt vatten? M.

Statens offentliga utredningar 2010

Systematisk förteckning

Justitiedepartementet

- Lätt att göra rätt
– om förmedling av brottsskadestånd. [1]
- Ett samlat insolvensförfarande – förslag till ny lag. [2]
- Allmänna handlingar i elektronisk form
– offentlighet och integritet. [4]
- Partsinsyn enligt rättegångsbalken. [14]
- Kriminella grupperingar – motverka rekrytering och underlätta avhopp. [15]

Finansdepartementet

- Upphandling på försvars- och säkerhetsområdet. [13]

Utbildningsdepartementet

- Skolgång för alla barn. [5]
- Kvinnor, män och jämställdhet i läromedel i historia. En granskning på uppdrag av Delegationen för jämställdhet i skolan. [10]

Jordbruksdepartementet

- Den framtida organisationen för vissa fiskefrågor. [9]

Miljödepartementet

- Metria – förutsättningar för att ombilda division Metria vid Lantmäteriet till ett statligt ägt aktiebolag. [3]
- Kunskapslägesrapport på kärnavfallsområdet 2010 – utmaningar för slutförvarsprogrammet. [6]
- En myndighet för havs- och vattenmiljö. [8]
- Prissatt vatten? [17]

Integrations- och jämställdhetsdepartementet

- Aktiva åtgärder för att främja lika rättigheter och möjligheter – ett systematiskt målriktat arbete på tre samhällsområden. [7]
- Sverige för nyanlända. Värden, välfärdsstat, vardagsliv. [16]

Kulturdepartementet

- Spela samman – en ny modell för statens stöd till regional kulturverksamhet. [11]
- I samspel med musiklivet – en ny nationell plattform för musiken. [12]